



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA**

**PROPUESTA PARA EVALUAR LA CONDICIÓN ECOLÓGICA DE
LOS RÍOS DE LA CUENCA DE MÉXICO: ANÁLISIS
MULTIPARAMÉTRICO DE LAS RESPUESTAS DEL ENSAMBLE DE
MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS**

TESIS

**QUE PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS
(LIMNOLOGÍA)**

**PRESENTA:
JUAN JOSÉ REYES CELIS**

**TUTORA PRINCIPAL:
DRA ANGELA PIEDAD CARO BORRERO
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM**

**COMITÉ TUTOR:
DR. ATILANO CONTRERAS RAMOS
INSTITUTO DE BIOLOGÍA, UNAM
DRA. MARISA MAZARI HIRIART
INSTITUTO DE ECOLOGÍA, UNAM
DR. RODOLFO OMAR ARELLANO AGUILAR
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM
DR. ALFONSO LUGO VÁZQUEZ
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA, UNAM**

**ASESOR EXTERNO:
DR. BENJAMÍN QUIROZ MARTÍNEZ
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNAM**

MÉXICO, CD. MX., SEPTIEMBRE, 2023



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



**PROPUESTA PARA EVALUAR LA CONDICIÓN ECOLÓGICA DE
LOS RÍOS DE LA CUENCA DE MÉXICO: ANÁLISIS
MULTIPARAMÉTRICO DE LAS RESPUESTAS DEL ENSAMBLE DE
MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS
(LIMNOLOGÍA)**

**PRESENTA:
JUAN JOSÉ REYES CELIS**

**TUTORA PRINCIPAL:
DRA ANGELA PIEDAD CARO BORRERO
FACULTAD DE CIENCIAS**

COMITÉ TUTOR:
DR. ATILANO CONTRERAS RAMOS
INSTITUTO DE BIOLOGÍA, UNAM
DRA. MARISA MAZARI HIRIART
LANCIS, INSITUTO DE ECOLOGÍA, UNAM
DR. RODOLFO OMAR ARELLANO AGUILAR
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM
DR. ALFONSO LUGO VÁZQUEZ
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA, UNAM
ASESOR EXTERNO:
DR. BENJAMÍN QUIROZ MARTÍNEZ
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNAM

MÉXICO, CD. MX., SEPTIEMBRE, 2023

Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México por ser mi nicho de formación intelectual desde hace años y al Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología por permitirme seguir formándome con mayor profesionalismo en la institución de educación superior más importante del país.

Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT) por la beca otorgada durante mi proceso de maestría.

A los proyectos:

- Protocolo de monitoreo y evaluación biológica e hidromorfológica de ríos de montaña para la región central de México. PAPIIME-DGAPA-UNAM (Clave: PE201118)
- Conservación y manejo de cuencas hidrológicas: indicadores socioecológicos y sistemas de gobernanza ambiental local. PAPIIT-DGAPA- UNAM (Clave: IN307219)
- Reintegración Sustentable del agua en la subcuenca del río Magdalena. PAPIIT-DGAPA-UNAM (clave: IG201223).

Por otorgar el financiamiento que hizo posible la obtención de datos

Al Laboratorio de Ecosistemas de Ribera por apoyarme con la infraestructura y un ambiente óptimo para desarrollar esta tesis.

A mi asesora la Dra. Angela Piedad Caro Borrero por ser mi guía académica, por su constante, así como eficiente retroalimentación y enseñanzas de todo tipo durante el desarrollo de esta la tesis.

A los miembros de mi jurado, el Dr. Atilano Contreras, la Dra. Marisa Mazari, el Dr. Alfonso Lugo y el Dr. Omar Arellano, por su constante y efectiva retroalimentación a lo largo del desarrollo de esta tesis.

Al Dr. Javier Carmona Jiménez, por siempre estar al pendiente del buen avance de esta tesis.

A mi asesor externo el Dr. Benjamín Quiroz, por su gran apoyo durante los análisis estadísticos en el desarrollo de esta tesis.

Al M. en A. Édgar Caro Borrero, por su apoyo en el desarrollo de los mapas de la cuenca de México y una serie de material didáctico y demás ilustraciones presentes en esta tesis.

Agradecimientos a título personal

A mi familia nuclear, conformada por mis padres y hermanos, por ser esos pilares que me han sostenido a lo largo de la vida, por apoyarme en todo siempre. Este logro es por ustedes y de ustedes.

A mi mamá, por ser mi ejemplo de humanidad y bondad. Por estar siempre cuidando de mí en todo sentido, por enseñarme a no rendirme ante las dificultades y por consentirme de una y mil maneras.

A mi papá, por ser mi ejemplo de fuerza, honestidad y perseverancia, por enseñarme el valor de la familia y a valorar lo realmente importante.

A mis hermanos y hermanas, por enseñarme que al final de los días siempre seremos el apoyo de los otros sin importar nada. Y demostrarme que el título de hermandad no viene de un lazo sanguíneo.

A mis amigos, por estar para mí siempre que lo he necesitado y enseñarme que el tiempo no merma la amistad, al contrario, la fortalece.

A Angela y Javier, por extenderme su apoyo y aprecio fuera del ámbito académico.

A todos los que están o alguna vez estuvieron presentes en mi vida, sin todos y todas ustedes, yo no sería lo que soy hoy en día y este logro no hubiese sido posible. Este logro también es suyo. Muchísimas gracias.

ÍNDICE

ÍNDICE DE CUADROS.....	V
Resumen.....	1
Marco teórico.....	3
<i>Ríos peri-urbanos y su importancia.....</i>	3
<i>Condición ecológica y evaluación de los ecosistemas acuáticos.....</i>	5
<i>Efectos de la perturbación sobre los macroinvertebrados bentónicos.....</i>	9
<i>Índices multimétricos y selección de métricas.....</i>	11
Antecedentes.....	15
<i>Estudios dentro de la cuenca de México.....</i>	15
<i>Estudios en otras localidades de México.....</i>	18
Justificación.....	19
Hipótesis.....	22
Objetivos.....	22
<i>General.....</i>	22
<i>Particulares.....</i>	22
Área de estudio.....	23
Materiales y método.....	25
<i>Sitios de colecta.....</i>	25
<i>Muestreo de macroinvertebrados bentónicos asociados al sustrato.....</i>	33
<i>Caracterización de la calidad del agua in situ.....</i>	33
<i>Química de nutrientes del agua.....</i>	34
<i>Evaluación de la calidad hidromorfológica.....</i>	34
<i>Índice de uso de suelo para la cuenca de México.....</i>	35
<i>Identificación taxonómica de los macroinvertebrados.....</i>	39
<i>Búsqueda y selección de métricas.....</i>	39
Análisis de datos.....	40
Filtrado de métricas.....	40
<i>Discriminación a priori con base en estudios previos de la cuenca de México.....</i>	40
<i>Prueba de intervalo.....</i>	40
<i>Prueba de normalidad.....</i>	41
<i>Separación de los sitios en función de las métricas y las condiciones ambientales.....</i>	41
<i>Ajuste de las métricas al gradiente ambiental natural.....</i>	42
<i>Prueba de discriminación.....</i>	43

<i>Prueba de correlación entre métricas</i>	44
Resultados	44
<i>Identificación de macroinvertebrados bentónicos</i>	44
<i>Selección y filtrado de métricas</i>	46
<i>Análisis estacional de la cuenca de México</i>	52
<i>Caracterización hidrológica de los ríos a escala de subcuenca</i>	55
<i>Índice de uso de suelo para la cuenca de México</i>	59
<i>Prueba de correlación entre métricas</i>	61
<i>Análisis de redundancia (RDA)</i>	63
Discusión.....	67
<i>Selección y filtrado de métricas</i>	68
<i>Cambio en la condición local de los ríos de la cuenca de México</i>	76
<i>Cambios en el área de captación de los ríos de la cuenca</i>	79
<i>Legislación en torno al uso de los MIBs como indicadores de la calidad ecológica</i>	85
Conclusiones	87
Perspectivas a futuro	88
Bibliografía	90
Anexos.....	108

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1: Sitios muestreados de la cuenca de México	24
Cuadro 2: Composición taxonómica de macroinvertebrados bentónicos de la cuenca de México y su respuesta a la perturbación en el hábitat o calidad del agua.	44
Cuadro 3: Análisis de MANOVA (métricas en función de estados de calidad)	51
Cuadro 4: Cuadro de la prueba de F en función de los cambios estacionales de los parámetros fisicoquímicos medidos en los ríos de la cuenca de México	53
Cuadro 5: Prueba de F en función de los cambios estacionales presentes en la cuenca de México y su efecto sobre las métricas filtradas de los macroinvertebrados bentónicos... ..	55
Cuadro 6: Esguerrimiento natural promedio y precipitación media anual	56
Cuadro 7. Grado de correlación entre las métricas filtradas de macroinvertebrados bentónicos y las condiciones hidrológicas de la cuenca de México	58
Cuadro 8. Porcentaje de uso de suelo presente en las diferentes subcuencas que integran a la cuenca de México y su correspondiente valor de CDI	60
Cuadro 9. Métricas filtradas y su grado de correlación con otras métricas.....	61

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Mapa de la cuenca de Méxcio	29
Figura 2: Ejemplo del método utilizado para determinar el porcentaje de uso de suelo	36
Figura 3: Dendograma de los sitios que conforman la cuenca de México	48
Figura 4: Gráfico de las medias de mínimos cuadrados de los valores métricos	49
Figura 5: Gráfico de medias de mínimos cuadrados de los parámetros fisicoquímicos y su variación en función de la estacionalidad	53
Figura 6: Gráfico de medias de mínimos cuadrados de las métricas filtradas de los ríos de la cuenca de México y su variación en función de la estacionalidad	54
Figura 7: Gráfico de cluster que muestra la agrupación de las subcuencas que conforman a la cuenca de México en función del esguerrimiento y la precipitación	57
Figura 8: Diagrama modificado de Macedo et al., (2016) en el que se muestra el filtrado de las 71 métricas que utilizan el ensamble de macroinvertebrados bentónicos para evaluar las condiciones ecológicas de ríos tropicales.....	62
Figura 9: Análisis de redundancia (RDA).....	64
Figura 10: Sitio con calidad Buena dentro de la cuenca de México (tercer Dinamo).....	65
Figura 11: Sitio con calidad Intermedia dentro de la cuenca de México (segundo Dinamo).....	66
Figura 12: Sitio con calidad Mala dentro de la cuenca de México (Estación UAM).....	67

Resumen

Evaluar los impactos ecológicos que las presiones antropogénicas provocan sobre los ecosistemas es una tarea clave en las estrategias de gestión ambiental. La urbanización ha sido por mucho tiempo un motor de cambio de las condiciones locales y de captación que han llevado a los ecosistemas acuáticos a perder su estabilidad y a poner en riesgo los servicios que éstos proveen. Evaluaciones basadas en las respuestas de ensamblajes acuáticos como los macroinvertebrados bentónicos (MIBs) mediante el uso de diversas métricas y su respuesta a las presiones antropogénicas ha sido cada vez más utilizados a nivel mundial. El enfoque multimétrico es un método de campo rápido y de bajo costo que permite generar un índice de condición ecológica que responde con precisión a las presiones antropogénicas, lo que lo hace útil para la conservación y la gestión ambiental. La cuenca de México es un área de la cual drenan numerosos ríos que son aprovechados por las poblaciones circundantes, lo cual, trae consigo una serie de problemáticas relacionadas con las actividades que dichas poblaciones llevan a cabo entorno a estos ecosistemas. Aunado a la presencia de áreas periurbanas diseminadas en parte de la cuenca.

A través del desarrollo de este proyecto, implementamos una serie de pasos analíticos para la selección y el posterior filtrado de 71 métricas de MIBs con el objetivo de conocer su capacidad de discriminación ante diferentes grados de intervención antropogénica en los ríos de la cuenca de México a escala local y de captación, además de conocer su capacidad de respuesta ante la variación natural de los ríos. Encontrando así que 9 de las 71 métricas de MIBs fueron funcionales, es decir, permitieron discriminar entre diferentes grados de presión antropogénica, aportando de esta manera información única (no redundante) y variando poco

en función de las condiciones ambientales naturales. Finalmente, la estrategia desarrollada en el presente trabajo ofrece un marco de referencia metodológico de importancia para el desarrollo de enfoques similares dentro del país y otras zonas del América Latina. Así como información ecológica sustancial que sirva para la inclusión de este tipo de metodología dentro de la legislación nacional.

Palabras clave: MIBs, métricas, presión antropogénica, urbanización

Marco teórico

Ríos peri-urbanos y su importancia

El aumento de la urbanización ha llevado a que se desarrolle investigación en las últimas décadas sobre la estructura y función de los ecosistemas. Dichas investigaciones se han enfocado tanto en los impactos del desarrollo urbano en los ecosistemas nativos como en la dinámica de los entornos urbanos en sí mismos como ecosistemas (Grimm *et al.*, 2000). Tanto en el aspecto ecológico como urbano, los ríos son ecosistemas fundamentales ya que entre muchas otras cosas son: i) hábitats para una biota potencialmente diversa y productiva, ii) portadores de agua y reguladores de ciclos de nutrientes, y iii) focos sociales y culturales de desarrollo importantes para las poblaciones humanas (Walsh *et al.*, 2005). Sin embargo, pese a su importancia en el sostén de la vida humana y de los procesos ecológicos, el cambio de uso de suelo a través de la urbanización ha puesto a estos ecosistemas en una situación particularmente vulnerable. La importancia del cambio en el uso de suelo recae en la idea propuesta por Hynes (1975), quien argumentó que "*el flujo de los ríos se encuentra gobernado por las características del valle*", es decir, que las características de la cuenca influyen en un río a través del control a gran escala de la hidrología, la descarga de sedimentos y la química del agua. Por lo tanto, se deduce que, si tenemos una cuenca o valle bajo efectos negativos, tendremos un arroyo bajo esos mismos efectos.

Por otra parte, los ríos en zonas peri-urbanas pueden presentar un fenómeno que se conoce como "síndrome de arroyos peri-urbanos", el cual describe la degradación ecológica constantemente observada en los arroyos que drenan el suelo urbano. Walsh y colaboradores (2005) describen que este síndrome incluye afectaciones hidrológicas importantes, elevadas

concentraciones de nutrientes y contaminantes, alteraciones en la morfología del cauce fluvial y una reducción en la riqueza de especies con un consecuente aumento en las especies tolerantes. Para el caso de la cuenca de México esto no es muy diferente, ya que se han descrito alteraciones particulares pero que en general comparten el mismo tipo de respuestas eco-funcionales que exhiben otros ríos con estas características en diferentes partes del mundo (Caro-Borrero & Carmona-Jiménez, 2019; Carmona-Jiménez & Caro-Borrero, 2017; Walsh *et al.*, 2005; Paul & Meyer, 2001).

La importancia de los arroyos para la zona peri-urbana está dada en función de los servicios ecosistémicos que proveen a las poblaciones humanas circundantes dentro de la cuenca de México, tales servicios han sido identificados dentro de cuatro categorías principales con base en el *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005): i) servicios de soporte, ii) servicios de provisión, iii) servicios de regulación y iv) servicios culturales. Hasta el año 2019, se documentó que la cuenca de México ha mantenido un estado de conservación que aún proporciona diversos servicios derivados de los ecosistemas acuáticos. Dentro de los servicios de soporte para la cuenca, se ha descrito la conservación de la biodiversidad, el ciclo de nutrientes, la producción primaria, la estabilidad de los bancos de sedimentos y la heterogeneidad del hábitat. La cantidad de agua y el suministro de hábitat han sido descritos como servicios de provisión. Por otro lado, como servicios de regulación se han descrito la calidad del agua y el control de la erosión. Finalmente, dentro de los servicios culturales se ha descrito la belleza escénica y la herencia cultural como aspectos relevantes (Caro-Borrero & Carmona-Jiménez, 2019).

No obstante, los ríos peri-urbanos han estado sujetos a manejos deficientes especialmente en naciones en desarrollo como México, dentro de un contexto de políticas públicas ineficientes

en materia de conservación. Un ejemplo de ello es la cuenca de México, en la cual, se ha descrito la presencia de asentamientos humanos irregulares, además de actividades ligadas a dichos asentamientos como la agricultura, ganadería, acuacultura, turismo, entre muchas otras (Caro-Borrero & Carmona-Jiménez, 2019). Tales actividades se encuentran distribuidas en usos de suelo protegidos bajo alguna categoría de conservación, lo cual, prohíbe cualquier uso de suelo distinto al natural. Por lo tanto, se pone en evidencia la escasa eficacia de dichas categorías de conservación dentro de la región para proteger los ecosistemas.

La conservación de los arroyos menos perturbados, junto con la implementación de prácticas de manejo sostenibles en aquellos que ya han sido impactados significativamente, sigue siendo una prioridad para asegurar una buena condición ecológica y el mantenimiento de los servicios ecosistémicos asociados a ésta en el mundo y en el caso particular de la cuenca de México. Para lograr este cometido se requiere de la evaluación de la condición ecológica de los ríos y, para ello, se han desarrollado diversos métodos para cuantificar e interpretar las respuestas de las comunidades biológicas de manera resumida.

Condición ecológica y evaluación de los ecosistemas acuáticos

Parte de la labor en el desarrollo de herramientas de evaluación de los ecosistemas acuáticos, recae en la necesidad de tomar un concepto central que defina el comportamiento de los ecosistemas y que sirva como punto de partida para describir éstos en el espacio y en el tiempo bajo los efectos de la perturbación antropogénica. Por lo cual, desde el siglo pasado, se han desarrollado múltiples conceptos entre los que destacan la calidad ecológica, la “salud” del ecosistema, la integridad biótica, el caudal ecológico, entre otros.

Uno de los primeros conceptos desarrollados fue la integridad biótica, considerada como la capacidad de un ecosistema para sustentar y mantener una comunidad equilibrada, integrada y resiliente de organismos que tienen una composición de especies, diversidad y organización funcional comparable con los hábitats naturales dentro de una región (Karr,1981). Este concepto se ha utilizado como base para la creación de herramientas de monitoreo como los Índices Bióticos basados en varias comunidades de organismos, por ejemplo: el BMWP, IBI, Index of Biological Integrity based on macroinvertebrate assemblages (IIBAMA), etc. (Torres-Olvera *et al.*, 2018; Chester, 1980; Woodiwiss, 1964).

A finales de la década de 1990, varios ecólogos propusieron la idea del “régimen de flujo natural o caudal ecológico”, el cual, hace referencia a las características hidrológicas de los regímenes de flujo natural, la magnitud del flujo, la frecuencia, la duración, la tasa de cambio y el momento, así como los efectos de estos regímenes sobre la calidad del agua, las fuentes de energía, el hábitat físico y las interacciones bióticas (Suen & Eheart, 2006).

Con el paso del tiempo, se han desarrollado conceptos que integran más características de los ecosistemas lóticos, complementando así las ideas anteriores. Uno de los conceptos más usados es el de calidad ecológica y, en los ecosistemas lóticos, este concepto se define como la estructura y función de los mismos, determinados por el estado de los elementos biológicos que están respaldados por las características fisicoquímicas e hidromorfológicas propias de cada ecosistema (Sánchez-Montoya *et al.*, 2009).

No obstante, existen una variedad de conceptos que hacen alusión a las condiciones de los ecosistemas acuáticos a través de un enfoque más integrado. Otro de los más comunes, pero al mismo tiempo más debatidos, es la “salud” del ecosistema (Norris & Thoms, 1999). Rapport (1989) sugirió tres enfoques que podrían diferenciar los ecosistemas "sanos" de los

"enfermos": i) la ausencia de perturbación definida por características ambientales o indicadores medidos; ii) la capacidad de un ecosistema para manejar el estrés o recuperarse (capacidad de recuperación); y iii) la identificación de factores de riesgo. De estos tres, el primero probablemente ha recibido la mayor atención con una amplia gama de indicadores físicos, químicos y biológicos en uso para su determinación (Norris & Thoms, 1999).

Además, la evaluación de la condición ecosistémica de los ríos implica comparaciones, por lo cual, un aspecto fundamental en la que convergen todos estos conceptos, es la necesidad del reconocimiento de las condiciones de referencia. Dichas condiciones se describen como aquellas que corresponden a un estado de muy baja presión ambiental o degradación por causas antropogénicas, lo que permite evaluar el grado de perturbación ejercido sobre un área particular (Sánchez-Montoya *et al.*, 2009; Norris & Thoms, 1999).

Todas estas definiciones convergen en mantener aspectos del ecosistema funcionales y son similares entre si, no obstante, puede que no sea indispensable elegir exclusivamente alguna de éstas para obtener valor científico y de gestión de los ecosistemas acuáticos y sus servicios ecosistémicos. Las fuentes de perturbación y los indicadores de malas condiciones pueden definirse más fácilmente, e idealmente un análisis holístico debería incluir tanto variables físicas, químicas y biológicas, así como variables sociales y económicas (Norris & Thoms, 1999).

Dentro de los indicadores, los componentes físicos, químicos y bacteriológicos (principalmente de la calidad del agua) han sido los más utilizados históricamente para evaluar la condición ecológica en los ecosistemas acuáticos (Norris & Thoms, 1999). No obstante, uno de los indicadores con mayor potencial, son las comunidades biológicas, las cuales, se han utilizado para integrar mecanismos de evaluación cuyos resultados están

reflejados principalmente en índices numéricos contruidos recurrentemente a partir de tres comunidades biológicas: peces, algas y **macroinvertebrados**. Siendo estos últimos ampliamente utilizados debido a la gran gama de respuestas que se pueden obtener derivadas de los múltiples grupos que conforman este conjunto de organismos acuáticos, cuya diversidad está dada por la heterogeneidad de orígenes evolutivos que representan (USEPA, 2012).

La composición de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos se utiliza con frecuencia como indicador por una serie de características: i) la mayoría de estos organismos están localizados y son representativos del área donde se recolectan; ii) sus ciclos de vida son relativamente largos y son sensibles a las alteraciones del medio; iii) son sensibles a los factores estresantes (contaminantes, exceso de nutrientes, etc.); y iv) constituyen una parte significativa de la cadena trófica (Cortes *et al.*, 2013). Este conjunto de organismos se ve influenciado tanto por las presiones ejercidas sobre el medio acuático, así como las presiones sobre el medio terrestre e incluso, pueden ser utilizados para identificar alguna degradación antes de implementar alguna evaluación basada en parámetros fisicoquímicos (Sánchez-Montoya *et al.*, 2009).

En general, el nivel taxonómico utilizado para asignar un valor indicador de condición ecológica en diversos índices bióticos es a nivel de género o familia porque esta resolución proporciona suficiente información ecológica en análisis estadísticos y datos adecuados para bioevaluaciones sensibles y precisas (Greffard *et al.*, 2011). Además, el uso de grupos funcionales alimenticios de macroinvertebrados puede correlacionarse directamente con la calidad ecológica y proporcionar información adicional (Reyes-Celis, 2021; Caro-Borrero & Carmona-Jiménez, 2019; Cummins *et al.*, 2005).

Efectos de la perturbación sobre los macroinvertebrados bentónicos

Dentro de las perturbaciones, las de origen urbano afectan de manera considerable el grupo de los macroinvertebrados bentónicos, incluidas aquellas que modifican aspectos del hábitat de los organismos. Uno de los aspectos históricamente bien estudiados ha sido el de los efectos de los contaminantes orgánicos, tanto de la materia orgánica capaz de retener metales pesados como plomo, cadmio, zinc, cromo y mercurio, así como compuestos orgánicos tóxicos como los bifenilos policlorados, los hidrocarburos aromáticos policíclicos y los hidrocarburos alifáticos a base de petróleo. Esta contaminación generalmente reduce drásticamente la diversidad de macroinvertebrados, lo que resulta en una comunidad que puede estar dominada por algunos taxones tolerantes (Paul & Meyer, 2001).

Dentro de los de macroinvertebrados, existen grupos ampliamente utilizados como indicadores robustos de la condición de los ecosistemas acuáticos (por ejemplo: la riqueza o abundancia de Ephemeroptera, Plecoptera, y/o Trichoptera). En contraste, la pérdida de riqueza en general puede asociarse con una disminución en la calidad del ecosistema y/o la abundancia de taxones tolerantes como Chironomidae (Diptera), gasterópodos y oligoquetos.

El aumento de la turbidez se ha asociado con mayores densidades de insectos a la deriva (Doeg & Milledge 1991), pero la mayoría de los trabajos se han centrado en analizar la inestabilidad de los sedimentos del lecho, los cuales, se vuelven más pequeños y móviles debido a la sedimentación urbana. En general, el cambio en los sedimentos del lecho del río favorece a las especies adaptadas a hábitats inestables, como los dípteros quironómidos y los anélidos oligoquetos (Collier, 1995; Pedersen & Perkins, 1986). Además, grupos funcionales

alimenticios como los recolectores, se ven favorecidos por la inestabilidad en los sedimentos, siendo más abundantes en zonas urbanas (Reyes-Celis, 2021; Mandaville, 2002).

Por otro lado, el tipo y la calidad de la vegetación ribereña tiene implicaciones sustanciales sobre la diversidad y abundancia de los macroinvertebrados. La deforestación de la zona ribereña se encuentra asociada con la urbanización, lo cual, reduce la disponibilidad y diversidad de alimento, afecta la temperatura del arroyo y reduce la disponibilidad de hábitat. Por ejemplo, se ha reportado que las métricas de bioevaluación de macroinvertebrados disminuyen drásticamente en los afluentes con altos grados de deforestación ribereña (Li *et al.*, 2010).

Los estudios comparativos de cuencas hidrográficas muestran las mismas tendencias con el aumento de la urbanización que las observadas en los estudios de sitios individuales: una disminución de la diversidad y abundancia general y aumento de la abundancia relativa de taxones tolerantes (Paul & Meyer, 2001; Norris & Thoms, 1999). Aspecto que también ha sido descrito para el caso de la cuenca de México (Caro-Borrero & Carmona-Jiménez, 2019).

También se han estudiado los efectos generales de la urbanización en los macroinvertebrados de los arroyos y sus respuestas se pueden resumir de la siguiente manera: una disminución de la diversidad en respuesta a toxinas, cambios de temperatura, sedimentación y nutrientes de origen orgánico, así como una disminución de la abundancia en respuesta a las toxinas y la sedimentación, y una mayor abundancia en respuesta a nutrientes inorgánicos y orgánicos (Paul & Meyer, 2001).

En años recientes en América Latina, ha surgido la propuesta de integrar varias características de la comunidad de macroinvertebrados (riqueza y/o abundancia de Ephemeroptera,

Plecoptera, Trichoptera, Chironomidae, Oligochaeta, etc.) en índices particulares denominados multimétricos como una herramienta que utiliza a esta comunidad de organismos para evaluar la condición ecológica de los ecosistemas lóticos. Los índices multimétricos (MMI por sus siglas en inglés), son construidos a partir de múltiples atributos de los macroinvertebrados bentónicos y se han descrito como herramientas bastante útiles para la evaluación de las presiones antropogénicas. El enfoque multimétrico integra las respuestas de varios componentes de los macroinvertebrados (abundancia, composición, grupos funcionales, dominancia) y la relación de estos atributos con los impactos causados por presiones antropogénicas de una manera simple pero eficiente (Fierro *et al.*, 2018; Macedo *et al.*, 2016).

Índices multimétricos y selección de métricas

Uno de los primeros índices multimétricos desarrollados fue el Índice de Integridad Biótica (IBI por sus siglas en inglés), el cual, utiliza la biota para proporcionar una evaluación de la integridad de los ecosistemas acuáticos (Karr, 1981). Este índice se desarrolló por primera vez utilizando una serie de atributos denominados "**métricas**" de los ensambles de peces en los arroyos del Medio Oeste de E.U.A. (Por ejemplo, riqueza taxonómica, composición de hábitats y gremios tróficos, densidad, etc.) y calculando la puntuación del índice en sitios bajo estrés, que luego se compararon con la puntuación esperada en ausencia de estrés, es decir, en condiciones de referencia (Scott & Hall, 1997). Posteriormente, se desarrollaron índices multimétricos similares para su aplicación en todo el mundo, usando distintos tipos de ensambles biológicos (macroinvertebrados bentónicos, perifiton, aves ribereñas, etc.) y en

una variedad de sistemas acuáticos (arroyos, lagos, humedales y estuarios) (Moya, Tomanova & Oberdorff, 2007).

Los MMI se han convertido en herramientas estándar para la bioevaluación y, desde sus inicios, se desarrollaron como medidas semicualitativas aplicadas a pequeña escala (por ejemplo: Karr, 1981). No obstante, los MMI se han convertido en medidas altamente cuantitativas utilizadas para evaluar la condición ecológica a nivel regional, nacional e incluso continental. A medida que los MMI se utilizan a escalas cada vez mayores, se ha hecho evidente la necesidad de generar un proceso estandarizado para desarrollarlos. Por otra parte, múltiples perturbaciones pueden ocurrir simultáneamente en las corrientes fluviales, lo que puede dar como resultado diferentes respuestas biológicas dependiendo de cada bioma en particular y, por lo cual, no existe un MMI universal. De esta manera, es posible que se necesite un índice único para cada ecorregión (Stoddard *et al.*, 2008).

Las métricas que estructuran los MMI pueden ser organizadas dentro de cuatro categorías principales: 1) riqueza y composición, 2) rasgos ecológicos y biológicos, 3) valores de tolerancia y 4) diversidad y dominancia. Estas cuatro categorías se basan en diversas características del ensamble de macroinvertebrados (como la red trófica, la movilidad, los niveles de tolerancia a la contaminación orgánica, la riqueza de taxones indicadores, etc.) las cuales, se reflejan en una puntuación que indica la condición biológica de un sitio particular (Fierro *et al.*, 2018; Macedo *et al.*, 2016; Hughes *et al.*, 1998). Esta variedad de enfoques proporciona una visión más completa de la respuesta de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos a los cambios ambientales por causa de presiones antropogénicas y se considera una herramienta más precisa y flexible en términos adaptativos en función del grado y la intensidad de las perturbaciones (Moya, Tomanova & Oberdorff, 2007; Hering *et al.*, 2006).

Uno de los aspectos más importantes para el desarrollo de los índices multimétricos, es la selección de métricas a través de diversos criterios, como, por ejemplo: el ajuste al gradiente ambiental natural, la capacidad de diferenciar grados de perturbación, análisis de redundancia, etc. El uso de métodos estadísticos para probar y seleccionar métricas para su uso en MMI ha aumentado de manera constante en los últimos años, pero los procesos y pruebas utilizadas para esto siguen siendo muy variables (Stoddard *et al.*, 2008). Roset y colaboradores (2007) revisaron varios métodos para desarrollar MMI de peces y concluyeron que las pruebas rigurosas y la evaluación estadística de métricas son relativamente raras a pesar de la conveniencia de estos pasos y que muchos desarrolladores insisten en utilizar el mejor juicio profesional para seleccionar métricas.

Las características para que las métricas se consideren deseables incluyen: 1) suficiente variabilidad en los valores de los datos con un gradiente de calidad del ecosistema (intervalo de datos), 2) reproducibilidad (estabilidad temporal), 3) ajuste a las condiciones naturales, 4) capacidad de respuesta a los gradientes de factores estresantes e 5) independencia de otras métricas (redundancia). El primer filtro a través del cual deben pasar las métricas candidatas es la prueba de intervalo. El intervalo es la distribución de valores métricos en todos los datos disponibles. El objetivo de este filtro es eliminar las métricas que tienen intervalos muy pequeños (por ejemplo, métricas de riqueza basadas en sólo unos pocos taxones) o que tienen valores similares en la mayoría de los sitios (por ejemplo, que la mayoría de los sitios tengan valores = 0). Un intervalo pequeño podría indicar que una métrica podría no variar lo suficiente entre sitios como para discriminar entre sitios en diferentes condiciones de calidad ecológica (Fierro *et al.*, 2018; Stoddard *et al.*, 2008).

En un segundo término, la reproductibilidad tiene que ver con el uso de métricas que presenten valores relativamente estables en sitios individuales, lo cual, ayuda a asegurar que las diferencias entre sitios en muestras individuales son causadas por diferencias en las condiciones de los arroyos y no por variaciones de muestreo dentro de un sitio, es decir, por un sesgo al momento de tomar los datos en campo. La variación del muestreo se estima a partir de visitas repetidas a sitios individuales (replicas por sitio de muestreo) y es necesaria una baja variación de muestreo para que una métrica tenga una alta probabilidad de discriminar entre sitios en buenas y malas condiciones (Stoddard *et al.*, 2008).

Por otra parte, los valores métricos a menudo no solo varían con los gradientes de factores estresantes, sino también con los gradientes naturales (por ejemplo, elevación, pendiente, caudal, etc.). Además, los propios factores estresantes pueden estar correlacionados con los factores ambientales naturales y, por lo tanto, covariar con éstos. Por lo cual, es importante distinguir el efecto que los gradientes ambientales naturales tienen sobre las métricas. De este modo, se trata de evitar seleccionar métricas que parezcan responder fuertemente a algún factor estresante, pero que en realidad están simplemente correlacionadas o fuertemente influenciadas por los gradientes de variación ambiental natural (Stoddard *et al.*, 2008).

La prueba definitiva de la eficacia de una métrica es su capacidad para distinguir corrientes fluviales degradadas de corrientes relativamente inalteradas. Esta capacidad de respuesta se puede probar de varias formas. Por ejemplo, las métricas se pueden elegir en función de su correlación con factores estresantes específicos (por ejemplo, nutrientes, aporte de materia orgánica, sedimentación). Por otra parte, un enfoque más eficiente, consiste en evaluar la capacidad de respuesta de las métricas en función de la virtud que poseen para distinguir los sitios menos perturbados, que pueden ser considerados como sitios de referencia, de los más

perturbados, esto mediante diversos análisis estadísticos (por ejemplo: ANOVASs, PERMANOVAs, t de Student, etc.). En los cuales, no es indispensable la obtención de valores significativos, si no la observación de los valores más altos que reflejen una alta capacidad de respuesta de las métricas (Stoddard *et al.*, 2008).

Finalmente, uno de los problemas más difíciles es decidir qué constituye una redundancia entre métricas. La redundancia entre métricas se puede definir al menos de dos formas muy diferentes: 1) las métricas proporcionan información biológica muy similar, o 2) las métricas están altamente correlacionadas con otras métricas. Para resolver este problema y al igual que en el paso anterior, se utilizan datos de los sitios de referencia cuando se analizan las métricas en busca de redundancias. Al eliminar los gradientes de factores estresantes durante la búsqueda de redundancias, se evita eliminar métricas que respondan a gradientes de factores estresantes similares pero que reflejan información taxonómica muy diferente (Stoddard *et al.*, 2008).

Antecedentes

Estudios dentro de la cuenca de México

La determinación de las condiciones de referencia para la cuenca de México, ha sido de los primeros esfuerzos por utilizar el ensamble de macroinvertebrados bentónicos como una herramienta para discernir entre los distintos estados de conservación de los ríos que la conforman. Los estudios de Carmona-Jiménez y Caro-Borrero (2014, 2017) fueron pioneros para determinar condiciones de referencia en el área basando su clasificación de sitios en la evaluación de parámetros fisicoquímicos, hidromorfológicos y biológicos. En dichos

estudios se demostró que en general las zonas altas de los ríos que integran a la cuenca de México mantienen un buen estatus de la calidad ecológica y en los cuales las condiciones de referencia se caracterizaron por aguas oligotróficas, bien oxigenadas y de baja concentración iónica. Dichos resultados fueron corroborados a través del ensamble de macroinvertebrados que se compuso por 22 familias.

Bajo la misma línea de investigación, Caro-Borrero, Carmona-Jiménez y Mazari-Hiriart (2016) observaron el cambio en la riqueza de las familias que conforman el ensamble del macroinvertebrados bentónicos en función de los cambios en factores ambientales como la fisicoquímica del agua, la hidromorfología y las características bacteriológicas. Encontrando que las cabeceras de los ríos son sitios de referencia potenciales para las condiciones fisicoquímicas. No obstante, se describe un deterioro gradual en la calidad hidromorfológica presente en el Suelo de Conservación, lo cual, es consecuencia de diversas derivaciones hidráulicas y otras actividades humanas. Ambos estados de conservación se reportaron relacionados con la presencia de taxones particulares. En el caso de las condiciones buenas asociadas a los sitios de referencia, se reportó la presencia de familias y géneros como *Nemouridae*, *Podonominae*, *Tanypodinae*, *Acarina*, *Baetis*, *Tipula*, *Antocha*, *Atopsyche*, *Glossosoma*, *Polycentropus*, *Hesperophylax* y *Limnephilus*. Por otra parte, organismos del género *Simulium* y los Oligoquetos, se asociaron con condiciones de mala calidad.

Consecuentemente, Caro-Borrero y Carmona-Jiménez (2019) realizaron un estudio sobre el uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de servicios ecosistémicos de los ríos de la cuenca de México a través de una aproximación basada en ecología funcional. Encontrando que la diversidad en la vegetación ribereña autóctona está relacionada con las poblaciones de macroinvertebrados bentónicos, debido a la incorporación de materia

orgánica que dicha vegetación aporta a los ríos, así como a la generación de una heterogeneidad de hábitats para los organismos y resaltando el papel fundamental que juegan en la conexión de ambos sistemas (acuático-terrestre) con el intercambio de materia y energía a través de la red trófica.

Recientemente, Reyes-Celis (2021) realizó un estudio para determinar el estado de calidad ecológica en ríos peri-urbanos de la cuenca de México, proponiendo así un valor indicador para las familias que conforman el ensamble de macroinvertebrados y los Grupos Funcionales Alimenticios (GFA) asociados a éstos, así como su relación con las características fisicoquímicas e hidromorfológicas de los ríos de la cuenca. Con este estudio se determinó que la diversidad de actividades antropogénicas diseminadas en la cuenca, han creado un deterioro en la calidad ecológica de los ríos, lo cual, se ve reflejado en las características fisicoquímicas, hidromorfológicas y biológicas. No obstante, el valor indicador de ciertas familias parece ser inconsistente con lo reportado en otras partes del mundo, por lo cual, la aproximación de GFA se consideró una herramienta más eficiente para discernir entre cambios en la calidad ecológica de los ríos, ya que otorgó respuestas más claras en el estudio.

En el mismo año y bajo la misma línea de investigación, Caro-Borrero *et al.* (in press) realizaron un estudio cuyo objetivo fue monitorear y caracterizar la variabilidad en términos hidromorfológicos y fisicoquímicos en ríos de montaña peri-urbanos en la cuenca de México para desarrollar una base de datos “*long-term*” que incluye la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y determinar el grupo de taxones que están respondiendo a cambios de origen antropogénico. Así como generar una propuesta de valor de tolerancia de

los taxones y finalmente un índice de evaluación de calidad ecológica para los ríos de montaña de la cuenca de México y áreas ecológicamente similares.

Estudios en otras localidades de México

Una de las primeras aproximaciones en el desarrollo de índices multimétricos son los índices de integridad biótica, ya que recaban diversos aspectos ecológicos y biológicos de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y el cambio de estos atributos en función de la degradación ecológica. En este sentido, Weigel *et al.* (2002) desarrollaron un Índice de Integridad Biótica (IBI por sus siglas en inglés) basado en macroinvertebrados para ríos del centro-oeste de México (Acapulco y Mazatlán). Ocho métricas elegidas *a priori* comprendieron el IBI: captura por unidad de esfuerzo, riqueza genérica, % de géneros Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera, % de individuos Chironomidae, Índice Biótico de Hilsenhoff, % de individuos deposicionales (aquellos que habitan donde el sedimento se acumula), % de individuos depredadores y % de géneros recolectores. En cada métrica se distinguieron los sitios con influencia humana mínima o moderada de los sitios con influencia severa. Se concluyó que el IBI se muestra prometedor para desarrollar estándares biológicos, facilitar el monitoreo a largo plazo y mejorar la integridad ecológica de los arroyos en el centro-oeste de México.

Por otra parte, Torres-Olvera *et al.*, (2018) buscaron validar un Índice de Integridad Biológica basado en los diversos ensambles de macroinvertebrados (IIBAMA) en 33 ríos en las cuencas de los ríos Lerma-Chapala y Pánuco, en el centro de México. Esta investigación representó uno de los primeros esfuerzos para validar un Índice de Integridad Biológica basado en comunidades de invertebrados acuáticos a gran escala en México y proporcionar un marco

general para su uso generalizado y abordar la validación e implementación de este índice en otras regiones con condiciones similares.

De manera más reciente, López-López *et al.* (2019) realizaron un estudio cuyo objetivo era la calibración del sistema BMWP para ríos Neotropicales de la cuenca del río Balsas. Para dicha calibración del índice se realizaron una serie de pasos que incluían la determinación de un índice de calidad fisicoquímica, la identificación de la clase de abundancia para cada familia de macroinvertebrados, la incorporación de abundancias en el intervalo correspondiente del índice de calidad fisicoquímica y finalmente una determinación de los valores de bioindicación para cada familia de macroinvertebrados.

Justificación

Con base en los estudios previos de la cuenca de México, se ha podido observar que el ensamble de macroinvertebrados bentónicos puede presentar respuestas a la perturbación antropogénica muy particulares y contrastantes a lo citado en la literatura; las características ambientales específicas de los ríos de montaña presentes en la cuenca (Bojorge *et al.*, 2013), además de la diversidad de estresores y la intensidad de los mismos, producen respuestas variadas y específicas del ensamble de macroinvertebrados bentónicos que no siempre son concordantes con lo previamente descrito (Reyes-Celis, 2021; Caro-Borrero *et al.*, 2021; Carmona-Jiménez & Caro-Borrero, 2017). Por otra parte, los índices bióticos que se utilizan con frecuencia para la evaluación de los ecosistemas acuáticos son aquellos desarrollados previamente en otras regiones geográficas del mundo como E.U.A. y Europa (por ejemplo, BMWP, BBI, Family Biotic Index, etc.), pero su aplicación directa en ríos de la cuenca de México podría ser complicada debido a la falta de conocimiento de la fauna presente en los

mismos y las respuestas que éstos tienen a los diferentes efectos antropogénicos. Además, como ya se mencionó, buena parte de estos índices utilizan un solo enfoque (métrica basada generalmente en la riqueza y abundancia por taxones) para medir la respuesta del ensamble de macroinvertebrados bentónicos a la perturbación a pesar de la gran variedad de elementos que caracterizan este grupo de organismos y de la variedad de respuestas en función de los impulsores de cambio que alteran el ecosistema.

Por otro lado, las aproximaciones multimétricas en el país tienen que ver con el desarrollo de IBIs basados en macroinvertebrados acuáticos, de los cuales, solo se han desarrollado tres para ecosistemas de agua dulce en México. Como ya se mencionó, el primero fue desarrollado por Weigel y colaboradores (2002) en arroyos de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, Jalisco. El segundo, el Índice de Integridad Biológica Basado en Ensamblajes de Macroinvertebrados (IIBAMA) fue desarrollado por Pérez-Munguía y colaboradores (2005) para estimar la condición ambiental de ríos y arroyos en el centro de México, incluyendo los estados mexicanos de Guerrero, Jalisco, Hidalgo, Estado de México, Querétaro y Michoacán. Y el tercero, desarrollado por Torres-Olvera y colaboradores, diseñaron un Índice de Integridad Biológica basado en ensamblajes de macroinvertebrados (IIBAMA) en 33 sitios de estudio de las cuencas de los ríos Lerma-Chapala y Pánuco, en el centro de México.

Es evidente el rezago en el desarrollo de este tipo de metodologías en el país, sobre todo en un contexto mundial en el que el desarrollo de herramientas de biomonitoreo basadas en metagenómica toma cada vez más fuerza (Blackman *et al.*, 2019; Baird & Hajibabaei, 2012). Aunado a esto, en el país no se cuenta con un sistema gubernamental de monitoreo biológico costeable para la evaluación de los ecosistemas acuáticos, ya que los elementos de calidad

que se miden son principalmente parámetros fisicoquímicos con propósitos de consumo humano, lo cual, no refleja el estado del ecosistema, haciendo la determinación de sus condiciones muy difícil y entorpeciendo las propuestas de mitigación, conservación y recuperación de los mismos.

Por las razones anteriormente expuestas, el análisis y la selección de las métricas con mayor potencial de respuesta a cambios inducidos por las perturbaciones antropogénicas dentro de la cuenca, se convierte en una tarea de suma importancia y de gran contribución a mecanismos de monitoreo gubernamental e iniciativas locales que podrían ser muy fructíferas tomando en cuenta la extensión del país y la diversidad de ecosistemas y contextos socio-económicos en los que habría que realizar el monitoreo. Con este proyecto se pretende aportar información ecológica de la respuesta del ensamble de macroinvertebrados a la amplia gama de perturbaciones y las diferentes escalas a las que actúan, en una zona del país con gran concentración de población humana, que ejerce una presión importante sobre los cuerpos de agua para el uso y consumo humano y diversos esfuerzos de conservación que se implementan sin suficiente información ecológica que los respalde. Por lo tanto, este proyecto se sumaría a otros esfuerzos por generar un modelo metodológico funcional y práctico para la evaluación de los ríos de montaña. Además de funcionar como un punto de partida para el desarrollo de más enfoques similares dentro de México y otras regiones dentro de América Latina con ecosistemas y problemas similares en el planteamiento e implementación de estas metodologías. Finalmente, se espera generar una herramienta de evaluación de la calidad ecológica de los ríos que ayude a monitorearlos, así como a resguardar los bienes y servicios asociados a éstos.

Hipótesis

Dadas las condiciones altitudinales y de pequeños ríos de montaña que albergan una comunidad particular de organismos, impactados por diferentes grados de intervención antropogénica, se espera que los rasgos ecológicos y biológicos (métricas) de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos se vean alteradas como respuesta a dicho gradiente de intervención y a los gradientes ambientales naturales. De tal manera que, se esperan obtener respuestas puntuales visibles a través de cambios en las métricas características de los macroinvertebrados, para por lo menos tres estados de calidad ecológica: **muy bueno o adecuado** (condiciones de referencia), **en transición o calidad intermedia** y con **calidad mala o degradada**, lo que permita establecer un sistema de monitoreo y vigilancia de la condición ecológica de los ríos de la cuenca.

Objetivos

General

Generar una propuesta para la evaluación y monitoreo de los ríos de la cuenca México a partir de la selección de métricas y del análisis de diversos descriptores ecológicos del ensamble de macroinvertebrados bentónicos y su capacidad de respuesta discriminatoria ante diferentes niveles de intervención antropogénica.

Particulares

Identificar los ríos de la cuenca y su grado de perturbación antropogénica (baja, media o alta) en términos de la fisicoquímica del agua, la hidromorfología y el cambio de uso de suelo, para contrastar la composición faunística de dichos sitios y sus respectivos rasgos ecológicos como respuesta ante los cambios.

Seleccionar y justificar a partir de revisiones bibliográficas las métricas comúnmente usadas en los índices de macroinvertebrados bentónicos desde un enfoque multimétrico en diversos estudios de ríos, para probar el poder discriminatorio de dichas métricas en el caso particular de la cuenca de México.

Analizar el comportamiento y la capacidad de evaluación de las métricas con respecto a los factores ambientales naturales a través de la búsqueda de estos datos en diversas fuentes, usando para ello los sitios de referencia dentro de la cuenca y ajustando su valor en los sitios de estudio con diferentes grados de degradación.

En función de la evaluación bibliográfica y las pruebas numéricas de las métricas, seleccionar el conjunto de éstas que puedan ser representativas de las condiciones de conservación y degradación en los ríos de la cuenca de México

Área de estudio

La cuenca de México está ubicada entre los 19° 20' Norte y los 98° 100' Oeste y está integrada en términos territoriales por cinco estados de la República (Estado de México, Ciudad de México, Tlaxcala, Hidalgo y Puebla). La cuenca se caracteriza por ser una zona montañosa con vegetación del tipo bosque templado, matorral xerófilo, vegetación halófila y gipsófila, en la que se forman numerosos ríos y arroyos que drenan hacia la cuenca. Se encuentra en la región tectónica de la Faja Volcánica Transmexicana y tiene una superficie total de 9,600 km², de los cuales, 2,400 kilómetros están por encima del nivel del mar. El clima de la región es templado subhúmedo, con una temperatura media de 13.4°C, precipitación media anual de entre 1,200 a 1,500 mm. Y de forma natural se pueden

reconocer una época de lluvias y una época de secas (Cuevas *et al.*, 2010; Legorreta, 2009; García, 2004).

La cuenca de México es cerrada de manera natural y por ello recibe el nombre de endorréica, es decir, que se encuentra rodeada de grandes montañas o volcanes, entre los que destacan el Popocatepetl (5,438 msnm), Iztaccíhuatl (5,286) y el Ajusco (4,152); así como de una cadena de sierras, de las cuales descienden desde la última edad de hielo (hace 100,000 años aproximadamente) el agua de 45 ríos hoy aún existentes, llegando a formar en las partes más bajas seis grandes áreas lacustres (Fundación UNAM, 2019). No obstante, la hidrografía de la cuenca ha sido modificada desde sus orígenes, actualmente se drena artificialmente hacia cuencas adyacentes mediante el tajo de Nochixtongo, el túnel de Tesquiquiac y los emisores de drenaje profundo (Mooser, 1975), así como el Túnel Emisor Oriente (TEO) actualmente (SEMARNAT, 2008). Los ríos de la cuenca en sus tramos alcanzados por la urbanización se han convertido en drenajes abiertos de aguas residuales o bien, se han entubado. En las partes altas están sujetos a un continuo uso agropecuario, piscícola, turístico y doméstico (Legorreta, 2009). Desde el punto de vista biogeográfico, los ríos de la cuenca están catalogados como ríos tropicales de alta montaña (altitud mayor a 2,200 m s.n.m.), en donde la variación en la precipitación y temperatura a lo largo del año generan una comunidad biológica con mayor afinidad a regiones templadas o boreales (Bojorge *et al.*, 2013). Para términos prácticos de este estudio se consideraron como ríos de montaña a lo largo del escrito.

Materiales y método

Sitios de colecta

Como colaborador del Laboratorio de Ecosistemas de Ribera, Facultad de Ciencias, UNAM, se han realizado un total de 153 colectas durante diez años en el periodo comprendido de abril del 2012 a abril del 2022 en 77 puntos de muestreo (arroyos perennes y manantiales) de la cuenca de México (Figura 1), representando tres temporadas climáticas distintas: post-lluvias, secas frías y secas cálidas. Los puntos de muestreo se expresan en el siguiente cuadro:

Cuadro 1: Sitios muestreados de la cuenca de México

Subcuenca	Localidad	Código	Latitud	Longitud	Mapa
Amecameca – Canal Nacional	La Castañeda alto	AM1	19.13886	-98.711751	1
	La Castañeda	AM2	19.14047	-98.728323	2
	La Castañeda bajo	AM3	19.13989	-98.728257	3
La Colmena	La Caldera	LC1	19.50607	-99.415226	4
	Xopachi	LC2	19.5164	-99.432808	5
Viborillas	Monte Alegre I	VI1	19.23036	-99.2895	6
	Monte Alegre II	VI2	19.2294	-99.280177	7
Apatlaco	Apatlaco	AP1	19.10806	-98.626953	8
Coatlaco	Rancho nuevo I	CT1	19.75609	-98.258999	9
	Rancho nuevo II	CT2	19.7465	-98.274113	10
Coaxacoaco	Molino de flores	CX2	19.51245	-98.836128	11
Cuautitlán	Los Organillos	CU1	19.51571	-99.476095	12
	Nac. Presa Iturbide	CU2	19.52919	-99.482902	13
	Manantial San Pedro	CU4	19.51979	-99.452766	14
	Río Capoxi	CU6	19.52858	-99.4446216	15

	Transfiguración	CU8	19.58231	-99.367806	16
	Nac. Cuahutitlán	CU9	19.56653	-99.50075	17
	Confluencia Cuautitlán	CU10	19.60114	-99.344528	18
	Yondense	CU11	19.60114	-99.411194	19
	Cantera	CU12	19.58644	-99.406361	20
	El Llano alto	FR1	19.65363	-99.5091326	21
	El Llano bajo	FR2	19.65059	-99.5116031	22
La Magdalena – Eslava	Nacimiento Eslava	ME1	19.23838	-99.2908388	23
	Chautitle	ME2	19.25428	-99.3093937	24
	Confluencia Eslava- Magdalena	ME5	19.30894	-99.224998	25
	Cuarto dínamo	ME7	19.26406	-99.294861	26
	Tercer Dínamo	ME8	19.28122	-99.278472	27
	Segundo Dínamo- truchero	ME9	19.30069	-99.274639	28
	Segundo Dínamo- puente	ME10	19.28122	-99.278472	29
	Segundo Dínamo-salida urbana	ME11	19.28414	-99.274333	30
	Molinos	ME12	19.35611	-99.9323262	31
	Cañada	ME13	19.29969	-99.2514366	32
	Santa Teresa	ME14	19.30894	-99.224998	33
	Cañada de cuervos	ME15	19.2366667	-99.32	34
	Potrero	ME16	19.26273	-99.27931006	35
	Presa Cieneguillas	ME17	19.2430556	-99.33177778	36
	Cieneguillas 1	ME18	19.2423611	-99.33002778	37
	Cieneguillas 2	ME19	19.243	-99.33005556	38

	Berberechos	ME20	19.2624167	-99.26241667	39
	San José	ME21	19.265734	-99.2998228	40
	La Bodega	ME22	19.26654	-99.28755769	41
	Ermita San José	ME23	19.284774	-99.27767236	42
	La Rosita	ME24	19.281663	-99.28543317	43
	Temascalco	ME25	19.266023	-99.2999851	44
	Canal la Rosita	ME26	19.281491	-99.28542336	45
Ildfonso	Las Palomas	SI1	19.56886	-99.500247	46
	Truchero Don Álvaro	SI2	19.55389	-99.486112	47
San Rafael	La Cabañita	RA1	19.51245	-98.836128	48
	La Planta	RA2	19.79669	-99.471635	49
	Inicio Canal San Rafael	SR2	19.19946	-98.719446	50
	Canal San Rafael	SR3	19.19844	-98.7223111	51
	Agua dulce	SR4	19.19833	-98.722222	52
	San Rafael Canal	SR5	19.20288	-98.730837	53
	San Rafael Vereda	SR6	19.20419	-98.733694	54
	Cascada Compañía	SR7	19.21138	-98.7233073	55
	Cosamala alto	SR8	19.20288	-98.730837	56
	Cosamala bajo	SR10	19.21264	-98.7270058	57
	Confluencia Compañía-	SR11	19.21021	-98.73873	58
	Sn Rafael				
	Estación UAM	SR12	19.21261	-98.725731	59
	Cascada diamante	SR14	19.19518	-98.7068361	60
	Cascada el Negro	SR15	19.19811	-98.7100389	61
	Cascada dos San Rafael	SR15b	19.19708	-98.7088889	62
	(C. circular)				
	Dos aguas San Rafael	SR16	19.20825	-98.783647	63
	Vereda San Rafael	SR17	19.19975	-98.717222	64

Arroyo Desierto de los leones	SD2	19.29901	-99.317064	65
Santa Rosa Medio	SD3	19.30392	-99.314427	66
Convento desierto de los leones	SD4	19.30255	-99.314196	67
Valle de Monjas, Escuela	SD6	19.31194	-99.308694	68
Truchero Valle de Monjas	SD7	19.33148	-99.3001425	69
Conejos	SD8	19.33308	-99.299833	70
Cancha	SD9	19.34017	-99.290972	71
Confluencia alta	SD10	19.29175	-99.316589	72
San Miguel	SD11	19.27958	-99.316472	73
San Miguel Brecha	SD12	19.28353	-99.315972	74
Manantial San Miguel	SD13	19.29175	-99.316586	75
Camino	SR13	19.30169	-99.314222	76
Pantanos	SR14	19.29997	-99.316361	77

Descripción: se muestra el nombre del sitio, código del sitio, coordenadas geográficas y el numero asignado en el mapa de la cuenca

Por consiguiente, se muestra el mapa de la cuenca de México en el que se expresa el uso de suelo, la hidrología de los sitios muestreados, el límite de la cuenca y los sitios muestreados (Figura 1).

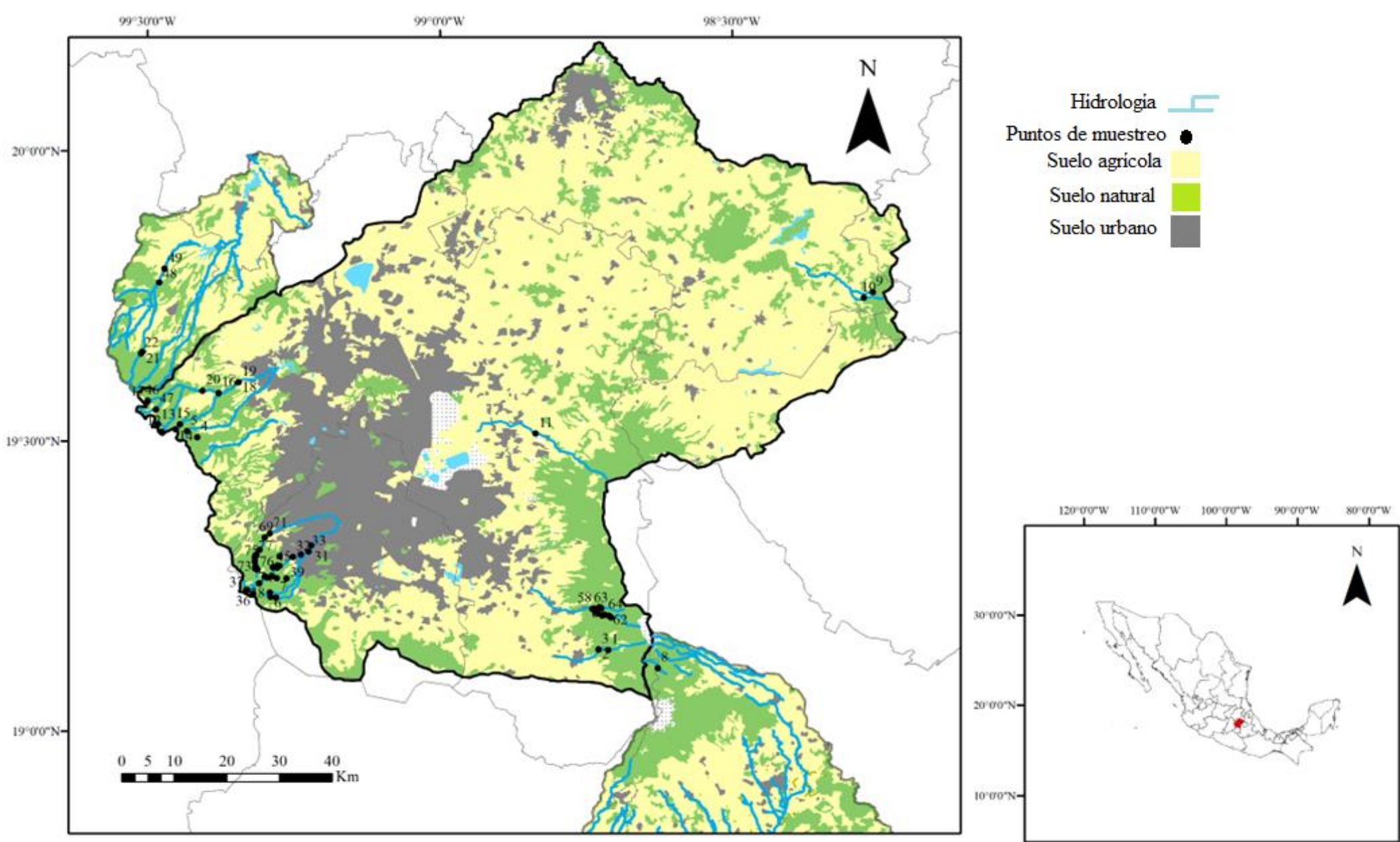


Figura 1: Mapa de la cuenca de Méxicio en el que se observan los sitios muestreados, la hidrología de los sitios muestreados, el cambio de uso de suelo y el límite de la cuenca.

Muestreo de macroinvertebrados bentónicos asociados al sustrato

Para el muestreo de macroinvertebrados bentónicos se utilizó una red acuática tipo “D”, de 30 cm de ancho, con una apertura de malla de 125 μm . La captura de los organismos se realizó mediante la remoción mecánica del sustrato por pateo durante un periodo de dos a tres minutos en un transecto de aproximadamente 10 metros (Barbour *et al.*, 1999). El muestreo se hizo considerando un criterio multihábitat, por lo cual, además de considerar los organismos capturados por la red, también se tomaron en cuenta los organismos asociados a troncos de madera muerta, vegetación riparia o rocas de mayor tamaño ubicados en diferentes puntos del cauce, abarcando desde el centro hasta las orillas del río. Los organismos fueron depositados en una charola y utilizando pinzas entomológicas se llevó a cabo la separación y colecta manual de los mismos, finalmente, se conservaron en frascos con alcohol al 70% para su posterior identificación. Se colectó por sitio un aproximado de 100 individuos o hasta cuando no se observara la aparición de nuevas familias.

Caracterización de la calidad del agua in situ

La caracterización ambiental se realizó *in situ*, utilizando una sonda multiparamétrica, se tomaron medidas de temperatura (ToC), pH, conductividad eléctrica (K25), Sólidos Disueltos Totales (SDT), Oxígeno Disuelto (OD) y porcentaje de Saturación de Oxígeno (SO). Por otra parte, se tomaron medidas del caudal (Q3) usando la técnica descrita por Gore y Banning (2017), en la cual, es posible conocer la descarga del tramo del río evaluado, multiplicando la velocidad media por el área de la sección transversal del flujo de agua, para lo que es necesario medir la Velocidad de Corriente (VC) y la Profundidad (P) del río en varios segmentos a lo ancho del cauce. Además, se tomaron muestras de agua por duplicado

por cada sitio muestreado para realizar el análisis químico de la misma, dichas muestras fueron depositadas en frascos de polipropileno previamente lavados y esterilizados. Así, se transportaron en refrigeración a una temperatura de 4°C para su posterior análisis en el laboratorio (APHA, 2005).

Química de nutrientes del agua

La química del agua se llevó a cabo en el laboratorio de Ecosistemas de Ribera de la Facultad de Ciencias, UNAM. Con ello se pudo determinar la concentración de nutrientes en el agua para las 153 muestras de agua colectada. Dicho análisis se realizó por duplicado mediante espectrofotometría (Hach DR/39000), evaluando las concentraciones de fósforo reactivo soluble (FRS), de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) y nitrógeno particulado en forma de amonio (NH_4^+), nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-).

Evaluación de la calidad hidromorfológica

Para determinar el grado de naturalidad de los sitios estudiados, éstos se clasificaron con base en los puntajes obtenidos a través del protocolo HYQI (Ortíz, 2017) y el protocolo de la USEPA (2012) para evaluar su grado de perturbación en la calidad hidromorfológica. De ambos protocolos se tomaron en cuenta las calificaciones cualitativas para agrupar los sitios de la cuenca para evitar algún tipo de sesgo, ya que ambos tienen puntajes cuantitativos con intervalos diferentes, pero con clasificaciones cualitativas que son equivalentes (Reyes-Celis, 2021).

Índice de uso de suelo para la cuenca de México

Revisados los datos de uso de suelo para la cuenca de México (INEGI, 2013), se identificaron los principales usos de suelo dentro de las subcuencas de los ríos estudiados (área de captación) en una escala 1:250,000, midiendo un área específica para cada sitio de muestreo en función de la perturbación más cercana y considerando los ríos tributarios (río arriba y río abajo) conectados a dicho punto de muestreo (Macedo *et al.*, 2014). Las áreas medidas obtuvieron un intervalo que va de los 5389 m² a los 389800 m² a través del delineado manual de figuras irregulares y tratando de seguir la forma natural del canal, para lo cual, se superpuso la información hidrológica de la cuenca extraída del portal de INEGI. Mediante el uso del software Google Earth Pro y, por medio de la metodología mencionada, se obtuvo el porcentaje de uso de suelo para actividades antropogénicas dentro de esta área delimitada. A continuación, se presenta un ejemplo gráfico en la Figura 2 de un sitio de muestreo en cual se implementó la metodología descrita.

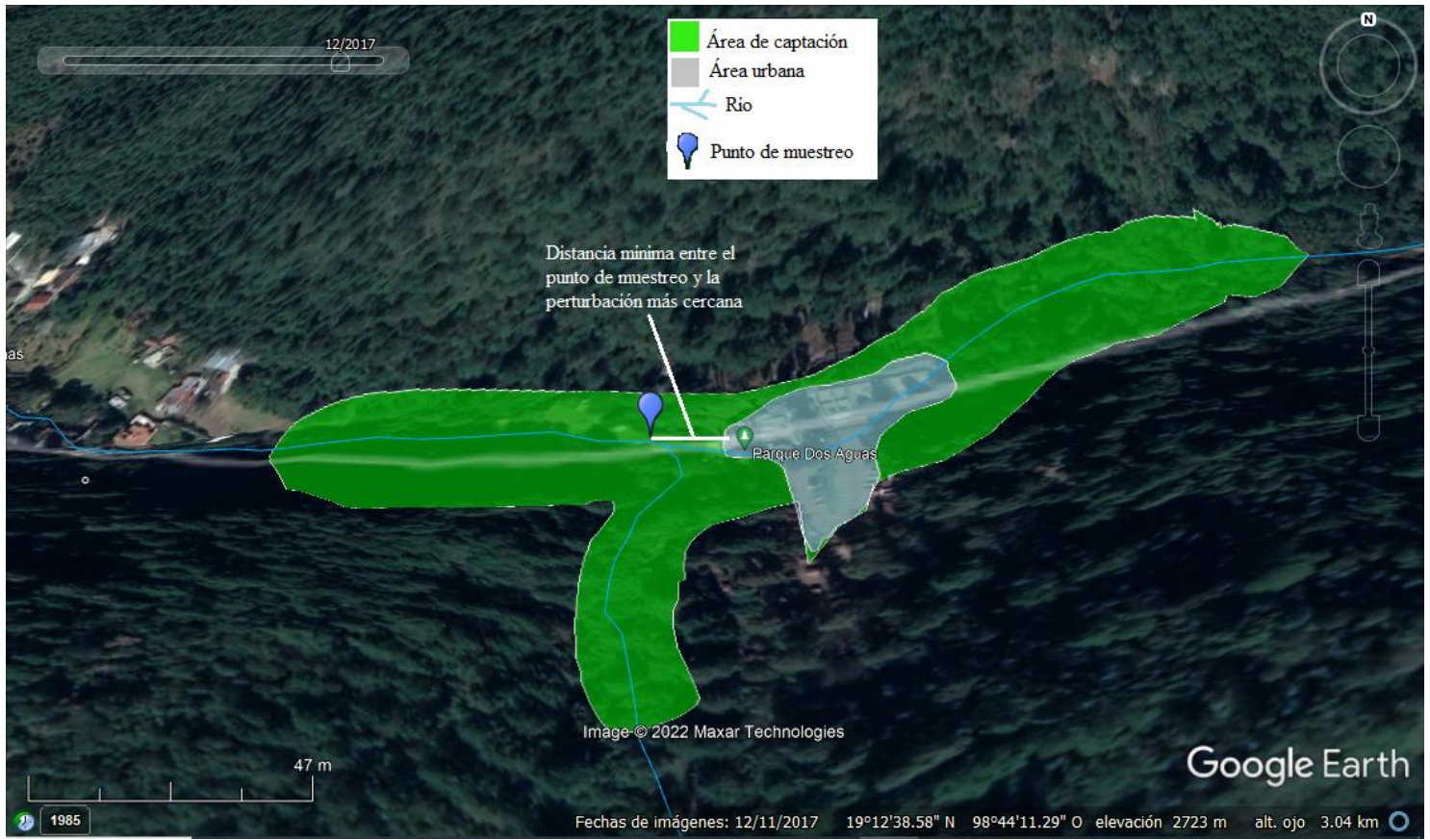


Figura 2: Punto de muestreo (Dos aguas) en el que se ejemplifica el método utilizado para determinar el porcentaje de uso de suelo. Además, se especifica el área de captación considerada, el área categorizada como urbana, la hidrología y la distancia mínima entre el sitio de muestreo y la perturbación de origen antropogénico más cercana

El área de captación para cada sitio se consideró de manera particular ya que lo que se buscó fue observar los efectos que el cambio de uso de suelo puede tener sobre el ensamble de MIBs aún cuando la perturbación se encuentre lejana al punto de muestreo, dado que, aunque algunos de los ríos se originan en distintas partes de la cuenca, la red hidrológica tiene una alta conectividad y los efectos en una porción de la cuenca podrían verse reflejados en otra porción más lejana.

A través de la división del área de captación total, es decir, la suma del uso de suelo natural, agrícola, pastizal y urbano circundante al punto de muestreo, entre las áreas con un uso de

suelo distinto al natural (suelo urbano, agrícola y/o pastizal) y mediante la multiplicación de estos resultados por 100, se obtuvieron los valores porcentuales de uso de suelo para cada sitio de muestreo (Macedo *et al.*, 2014; Ligeiro *et al.*, 2013).

Como se observa en la primera columna del Cuadro 1, los sitios de muestreo de la cuenca de México se encuentran integrados dentro de diversas subcuencas, por lo cual, los valores de uso de suelo se estimaron para cada subcuenca mediante la sumatoria de los valores de uso de suelo (natural, agrícola, pastizal y urbano) de los sitios de muestreo que integran cada una de las subcuencas y empleando el método anterior para la obtención del porcentaje de cobertura. Por ejemplo, para obtener el porcentaje de uso de suelo de la subcuenca “Amecameca – Canal Nacional”, se sumó el uso de suelo distinto al natural (suelo agrícola, pastizal y urbano) de los sitios que integran dicha subcuenca, es decir, “La Castañeda alto”, “La Castañeda” y “La Castañeda bajo”. Los valores obtenidos de dicha suma se dividieron entre el área de captación total, es decir, la suma del uso de suelo natural, agrícola, pastizal y urbano de los tres sitios de muestreo y multiplicando este valor por 100 para obtener los valores porcentuales. Del mismo modo, se aplicó esta misma metodología para cada una de las subcuencas estudiadas.

Finalmente, para determinar el porcentaje de cambio de uso de suelo de toda la cuenca de México, se sumó el uso de suelo que fuera distinto al natural (agrícola, pastizal y urbano) de los 77 sitios muestreados y se empleó el mismo método mencionado. Es decir, se sumó el área categorizada como suelo natural, agrícola, pastizal y urbano para obtener el área de captación total. El resultado de esta sumatoria se dividió entre la sumatoria del uso de suelo distinto al natural (agrícola, pastizal y urbano) y multiplicando el resultado por 100, se lograron obtener los valores porcentuales de uso de suelo para toda la cuenca.

Por otra parte, y como estrategia de comparación con los datos gubernamentales, se extrajeron los datos de uso de suelo proporcionados por el INEGI (2013) y se obtuvo el uso de suelo caracterizado como uso agrícola, urbano y pastizal para toda la cuenca únicamente, esto a través del uso del software QGIS versión 3.20.3. Dichos datos de uso de suelo fueron analizados de la misma manera que los datos extraídos con Google Earth Pro versión 7.3 (2021).

Por consiguiente, los porcentajes de uso de suelo fueron analizados según lo propuesto por Ligeiro y colaboradores (2013) para generar un índice de perturbación del área de captación (CDI por sus siglas en inglés), en el que se ponderan los usos de suelo según la siguiente expresión matemática:

$$4 \times \% \text{área urbana} + 2 \times \% \text{área agrícola} + \% \text{área de pastizales}$$

El orden del “potencial de perturbación” considerado en este estudio (áreas urbanas con un mayor peso que la agricultura, que a su vez tiene más peso que los pastos), así como el uso de toda el área de captación como “amortiguador” para estimar la captación de presiones humanas, están corroboradas por estudios previos (Trautwein *et al.*, 2011; Guecker *et al.*, 2009; Wang *et al.*, 2008; Mebane *et al.*, 2003; Sponseller *et al.*, 2001).

Los valores de CDI varían potencialmente de 0 (sin uso de suelo antropogénico en la cuenca) a 400 (toda la cuenca ocupada por áreas urbanas) y, cuanto mayor sea el valor, más fuerte será la influencia del cambio de uso de suelo en un sitio determinado, lo cual, se asume como un factor que tiene implicaciones mayores sobre los ecosistemas acuáticos (Rawer, Zenker & Böhmer, 2004).

Identificación taxonómica de los macroinvertebrados

A través del uso de un microscopio estereoscópico Olympus© 52X7 y un microscopio compuesto, se identificaron las muestras de MIBs mediante el uso de literatura especializada (Bueno-Soria, 2010; Domínguez & Fernández, 2009; Merritt *et al.*, 2008; McCafferty, 1983). Siguiendo las claves taxonómicas, los organismos fueron identificados en la gran mayoría de los casos a nivel de familia. Algunos se identificaron a niveles superiores a familia, como los oligoquetos, los hirudíneos y los ácaros acuáticos debido a la falta de guías taxonómicas y experiencia en estos grupos biológicos para llegar a niveles taxonómicos menores. Por otra parte, se asignaron Grupos Funcionales Alimenticios (GFA) a las familias identificadas con base a las categorías previamente descritas por Cummins *et al.* (2005). Clasificando a las familias en cinco grupos distintos: depredadores, trituradores, filtradores, recolectores y raspadores.

Búsqueda y selección de métricas

Con base en una revisión de diversas fuentes bibliográficas como libros y artículos (por ejemplo; Fierro *et al.*, 2018; Macedo *et al.*, 2016; Mandaville, 2002; Plafkin *et al.*, 1989), se identificaron aquellas métricas comúnmente utilizadas en el diseño de estrategias de bioevaluación que utilicen el ensamble de macroinvertebrados bentónicos y se clasificaron en cuatro categorías principales: 1) riqueza y composición, 2) rasgos ecológicos y biológicos, 3) valores de tolerancia y 4) diversidad y dominancia. Además, se especificó el grado de resolución taxonómica necesario o recomendado para el uso de cada métrica y se agregó la respuesta esperada de cada métrica a la perturbación, las cuales fueron integradas en una base de datos en Excel (ver anexo II).

Análisis de datos

El análisis de datos se llevó a cabo considerando diferentes escalas debido a la cantidad de información que se logró recopilar y al tipo de análisis que se realizó sobre los datos. Por lo cual, se consideraron tres escalas espaciales distintas pero relacionadas entre sí; la escala de sitio o la porción de la cuenca muestreada, la escala de subcuenca o el promedio de los sitios muestreados que integran cada subcuenca y la escala de cuenca o el promedio de todos los sitios muestreados dentro de la Cuenca de México.

Filtrado de métricas

Discriminación a priori con base en estudios previos de la cuenca de México

Con base en estudios previos de la cuenca de México sobre los niveles de tolerancia de las familias de macroinvertebrados bentónicos, se realizó una discriminación de aquellas métricas que contemplaran valores de sensibilidad diseñados para otras regiones (por ejemplo, el índice BMWP), ya que como se ha visto en estudios previos, las repuestas de tolerancia de las familias pueden ser muy variables e incluso contrastantes a los citados para ríos tropicales debido a las condiciones ambientales particulares de la cuenca (Reyes-Celis, 2021).

Prueba de intervalo

Las métricas biológicas con valores de intervalo pequeño, o con la mayoría de los valores idénticos, son incapaces de diferenciar los sitios menos perturbados de los más deteriorados (Stoddard *et al.*, 2008; Whittier *et al.*, 2007). Por lo tanto, se eliminaron aquellas métricas con intervalos insuficientes, es decir, métricas de riqueza con intervalos <5, métricas

porcentuales con rango <10% y métricas con >95% de valores iguales a cero (Klemm *et al.*, 2003).

Prueba de normalidad

Para evaluar si las métricas presentaban una distribución normal, se realizó una prueba de Shapiro-Wilk ($\alpha= 0.05$) y se transformaron aquellas métricas que no cumplieran con este supuesto mediante el método Johnson (Lagos & Vargas, 2003). Se descartaron aquellas métricas que aún transformadas no cumplieran con el supuesto de normalidad (Macedo *et al.*, 2016).

Separación de los sitios en función de las métricas y las condiciones ambientales

Los parámetros fisicoquímicos y de uso de suelo fueron transformados mediante la función Log_{10} con el objetivo de estandarizar los valores de los parámetros y reducir la distancia entre los datos, ya que muchos de éstos poseen escalas continuas muy diferentes entre sí.

Para observar el grado de degradación ecológica que los sitios de la cuenca podrían presentar, se llevaron a cabo dos análisis diferentes:

- A) Se realizó un análisis de cluster mediante la distancia de Gower, seleccionando un número máximo de tres conglomerados y utilizando como liga el método de Ward (Caro-Borrero, 2020), usando para dicho análisis las métricas que hubiesen pasado los filtros anteriores y el programa JMP Pro-14. Una vez obtenidos los tres conglomerados, los sitios evaluados se categorizaron con calidad Muy Buena, en proceso de transición o calidad intermedia y calidad Mala en función de sus valores métricos.
- B) Posteriormente, se realizó un análisis de redundancia (RDA) para determinar aquellas variables ambientales explicativas (fisicoquímicas, hidromorfológicas y de

uso de suelo) que predijeran el comportamiento de las métricas filtradas o variables de respuesta y los sitios de la cuenca de México. Considerando para ello también la clasificación de los sitios (Muy Buena, en proceso de transición o intermedia y Mala) como un predictor más en el RDA. Esto mediante el entorno de desarrollo integrado Rstudio. El análisis de redundancia (RDA) es una extensión del PCA (Análisis de Componentes Principales) que modela explícitamente las variables de respuesta como una función de variables explicativas. Y la diferencia fundamental recae en que el RDA es un análisis restringido, es decir, el PCA no tiene restricciones (busca cualquier variable que explique mejor la composición de las métricas), mientras que el RDA busca las mejores variables explicativas.

Ajuste de las métricas al gradiente ambiental natural

Con base en los datos ambientales (hidrometría y precipitación) obtenidos de diversas fuentes gubernamentales como el Sistema de Información Hidrológica de la Comisión Nacional del Agua y el catálogo de Estadísticas del Agua de la Región Hidrológico-Administrativa XIII (2013) , se analizaron las condiciones hidrométricas a través de un análisis de cluster (distancia euclidiana y liga de Ward) y su correlación entre estos parámetros en los sitios de referencia y las métricas filtradas (Chen *et al.*, 2014; Stoddard *et al.*, 2008). Aquellas métricas con valores altos de correlación ($r^2 > 0.75$), fueron ajustadas al gradiente ambiental natural y se corrigieron restando los valores métricos pronosticados por la regresión lineal menos cada valor sin procesar para extraer valores métricos residuales (residuos = valor observado - valor pronosticado) (Macedo *et al.*, 2016).

Adicionalmente, se analizaron los cambios de los parámetros fisicoquímicos en función de la estacionalidad (lluvias y secas) a escala de cuenca para determinar si existían diferencias

sustanciales entre ambas estaciones y observar los cambios de las métricas en el gradiente estacional y su posible efecto sobre las métricas. Para esto se realizaron dos Análisis Multivariantes de la Varianza (MANOVA, $\alpha= 0.05$). El primero contemplando las 11 variables fisicoquímicas descritas en los apartados anteriores y el segundo utilizando las métricas filtradas. Cabe mencionar que para estos análisis se contemplaron los sitios en condiciones de referencia que tuvieran más de un muestreo, con el objetivo de evitar que los cambios que se pudiesen observar se deban a la perturbación antropogénica, ya que lo que se buscó fue determinar si los cambios naturales (estacionales) tenían algún efecto sobre los parámetros ambientales (fisicoquímicos) y sobre las métricas de MIBs. Del mismo modo que con las condiciones hidrológicas, aquellas métricas que cambiaran en función de los 11 parámetros fisicoquímicos como una causa de la estacionalidad, fueron ajustadas al gradiente ambiental natural y se corrigieron restando los valores métricos pronosticados por la regresión lineal menos cada valor sin procesar para extraer valores métricos residuales (residuos = valor observado - valor pronosticado) (Macedo *et al.*, 2016).

Prueba de discriminación

Se realizó un análisis de MANOVA ($\alpha=0.05$) sobre las métricas filtradas con el objetivo de determinar si dichas métricas obtenían valores significativos que pudiesen discriminar entre los sitios clasificados mediante el análisis de cluster como sitios con calidad Muy Buena, Intermedia y Mala (Macedo *et al.*, 2016; Stoddard *et al.*, 2008).

Prueba de correlación entre métricas

Finalmente, en función del grado de correlación entre las métricas filtradas, se descartaron aquellas métricas con valores de $r^2 > 0.9$ con otras métricas. Es decir, aquellas métricas que compartieran más de 3/4 de su información (Macedo *et al.*, 2016; Stoddard *et al.*, 2008).

Resultados

Identificación de macroinvertebrados bentónicos

Se identificaron un total 14,307 individuos, dentro de los cuales se reconocieron un total de 28 familias, 2 subfamilias, 1 tribu y 38 géneros (Cuadro 2). Los oligoquetos, hirudíneos y ácaros acuáticos se mantuvieron en niveles suprataxonómicos por encima de familia por la dificultad y especialidad que conlleva su identificación a niveles más específicos.

Cuadro 2: Composición taxonómica de los organismos identificados dentro de las colectas de los ríos de la cuenca de México y su respuesta a la perturbación en el hábitat o calidad del agua.

Clasificación superior a orden	Orden	Familia	Género	Aumenta	Decrece	Variable
Insecta	Coleoptera	Elmidae	Stenelmis Heterelmis Lara	X	X	X
Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	Hydrochara	X		
Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	Rhantus	X		
Insecta	Diptera	Chironomidae	Brachyvatus (subfamilia)	X		X
			Chironomini (Tribu)	X		
			Tanypodinae (subfamilia)		X	
Insecta	Diptera	Simulidae	Simulium			X
Insecta	Diptera	Tipulidae	Tipula		X	

Insecta	Diptera	Dixidae	Dixa	X	
Insecta	Diptera	Limoniidae	Antocha Hexatoma	X	
					X
Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	Forcipomyia		X
Insecta	Diptera	Ephydriidae	S/R		
Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	Baetis		X
			Callibaetis	X	
			Dipheter		X
			Camelobaetidius	X	
			Centropilum	X	
Insecta	Ephemeroptera	Ameletidae	Ameletus	X	
Insecta	Ephemeroptera	Heptageniidae	Epeorus	X	
			Stenacron	X	
			Rhithrogena	X	
			Macdunnoa		X
			Cinygma*		
			Cinygmula*, Nixe*.		X
			Acanthomola*, Leucrocuta*	X	
					X
					X
Insecta	Hemiptera	Gerridae	S/R		
Insecta	Plecoptera	Nemouridae	Amphinemura, Ostrocerca*	X X	
Insecta	Plecoptera	Chloroperlidae	S/R		
Insecta	Trichoptera	Hydrobiosidae	Atopsyche	X	
Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	S/R		
Insecta	Trichoptera	Limnephilidae	Hesperophylax, Limnephilus	X X	
Insecta	Trichoptera	Polycentropodidae	Polycentropus, Cynellus	X	X
Insecta	Trichoptera	Xiphocentronidae	Xiphocentron	X	
Insecta	Trichoptera	Glossosomatidae	Glossosoma	X	
Insecta	Trichoptera	Helicopsycheidae	Helicopsyche		X
Insecta	Trichoptera	Lepidostomatidae	Lepidostoma	X	
Insecta	Trichoptera	Leptoceridae	S/R		
Rhabditophora	Tricladida	Dugesidae	S/R		

Hirudinea	S/R	S/R	S/R
Acari	S/R	S/R	S/R
Oligochaeta	S/R	S/R	S/R
Malacostraca	Amphipoda	Hyaellidae	S/R

*Descripción: Se muestra marcado con una "X" el género cuya abundancia tiende a aumentar o decrecer en función del grado de degradación. En el caso de ser categorizado como "variable", significa que este organismo puede aumentar, decrecer, ser tolerante o no se especifica en la literatura sus preferencias ambientales. S/R: Sin resolución taxonómica específica. *Organismos cuya resolución taxonómica se establece como afín a algún género particular y que, debido a la carencia de registros para la cuenca y/o el país, no se asume el género como tal.*

Selección y filtrado de métricas

Con base en la revisión de bibliografía especializada, se seleccionaron un total de 71 métricas relacionadas con rasgos biológicos y ecológicos de los macroinvertebrados que son regularmente usadas para evaluar la condición ecológica en ríos. De estos parámetros, el 11% se encontraron dentro de la categoría de diversidad y dominancia, 14% en la categoría de tolerancia, 15% dentro de la categoría de rasgos ecológicos y biológicos y 59% en la categoría de riqueza y composición. Además, se determinó la respuesta de cada métrica a la perturbación, así como el grado de resolución taxonómica que puede ser utilizado para implementar dichas métricas (Anexo II).

Después de realizar la revisión de cada una de las métricas de macroinvertebrados bentónicos e implementar el proceso de discriminación *a priori*, se obtuvo una reducción del 12% de las métricas, es decir, de las 71 métricas totales se descartaron 8 métricas relacionadas con valores de tolerancia, conservando un total de 63 métricas (Anexo III).

Con base en la prueba de intervalo realizada a las métricas, el número total se redujo en un 57%, pasando de un total de 63 métricas a 30. Solo la Riqueza de EPT se distribuyó de manera normal después de realizar la prueba de Shapiro-Wilk (Macedo *et al.*, 2016), no

obstante, 8 métricas más de macroinvertebrados pasaron este filtro después de ajustar sus valores mediante la transformación de Johnson (Lagos & Vargas, 2003), de tal manera que después de este filtro, se obtuvieron 9 métricas en total para las siguientes pruebas (ver Anexo III), las cuales fueron: Riqueza de EPT, % de EPT, abundancia de EPT, índice de diversidad de Margalef, % de organismos sin patas, % de organismos depredadores, % de organismos recolectores, % de dominancia y los 5 taxones más abundantes o dominantes.

Con base en el análisis de cluster aplicado a las 9 métricas filtradas, los sitios de la cuenca de México se separaron en tres categorías, así como se muestra en el siguiente conglomerado (Figura 3) y cuyas distancias se muestran en el apartado de anexos (Anexo I):

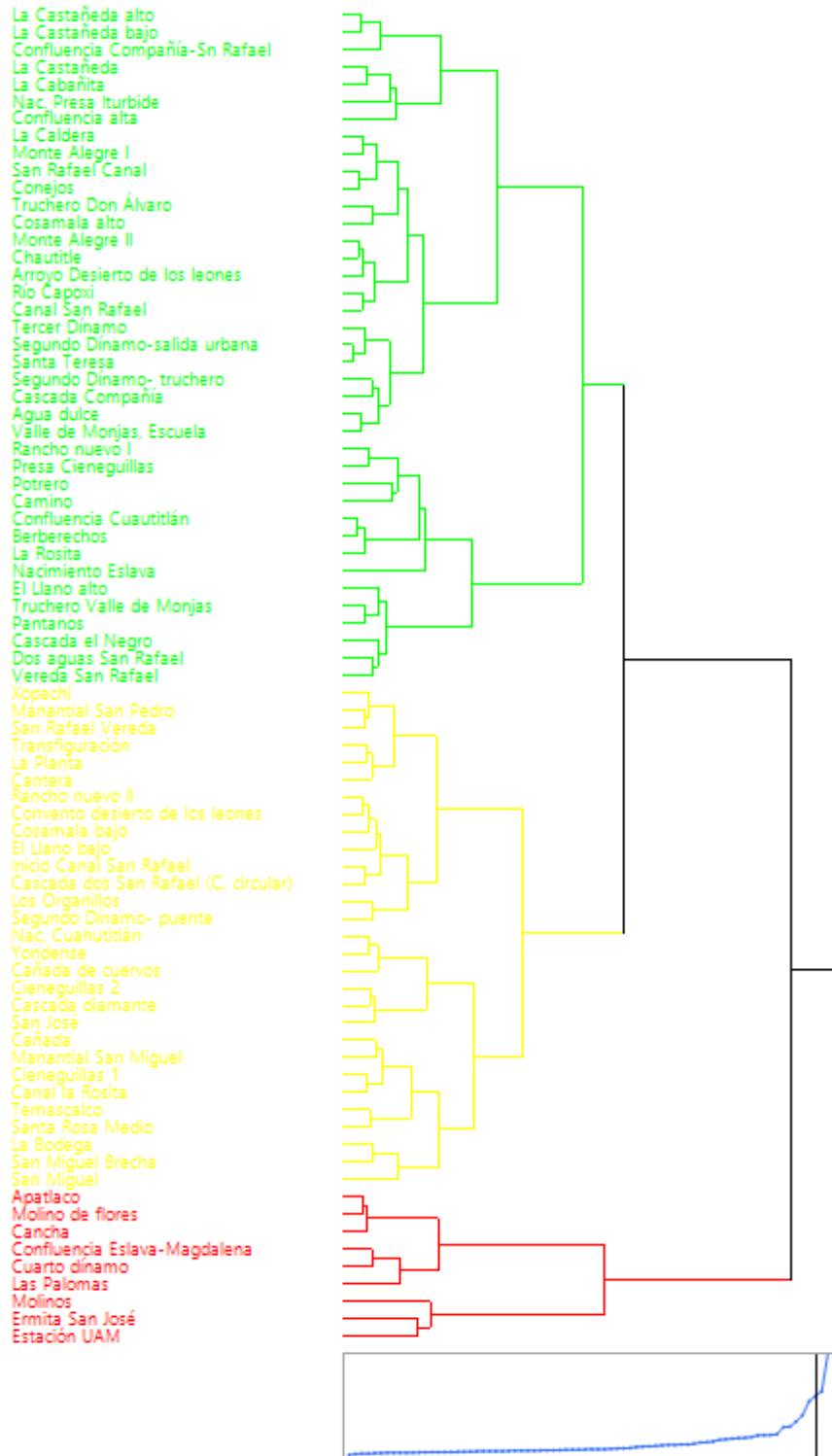


Figura 3: Dendrograma de los sitios que conforman la cuenca de México

Descripción: Dendrograma realizado a través de la distancia de Gower y la liga de Ward de los sitios estudiados dentro de la cuenca de México en función de sus valores métricos. Sitios en color verde = sitios en Muy Buenas condiciones; sitios en color amarillo = sitios en condiciones intermedias; sitios en color rojo = sitios en malas condiciones. La gráfica en color azul expresa las distancias entre los grupos, las cuales, se encuentran completas en el Anexo 4.

De dicho análisis de cluster, se obtuvieron tres clasificaciones de los sitios de la cuenca de México en función de los valores obtenidos de las 9 métricas filtradas y se les asignaron el nombre de 3 categorías que aluden a un estado de calidad ecológica: Buena (color verde), Intermedia (color amarillo) y Mala (color rojo). Por lo tanto, se encontraron un total de 39 sitios clasificados en una categoría Buena, 29 sitios de la cuenca se clasificaron en una categoría Intermedia, y, finalmente, 9 sitios de la cuenca fueron clasificados en condiciones Malas en función de los valores métricos analizados.

El análisis de MANOVA que utilizó como factores la clasificación obtenida por el cluster y como variable de respuesta las 9 métricas relacionados con los macroinvertebrados previamente filtradas arrojó los resultados que se expresan en la Figura 4:

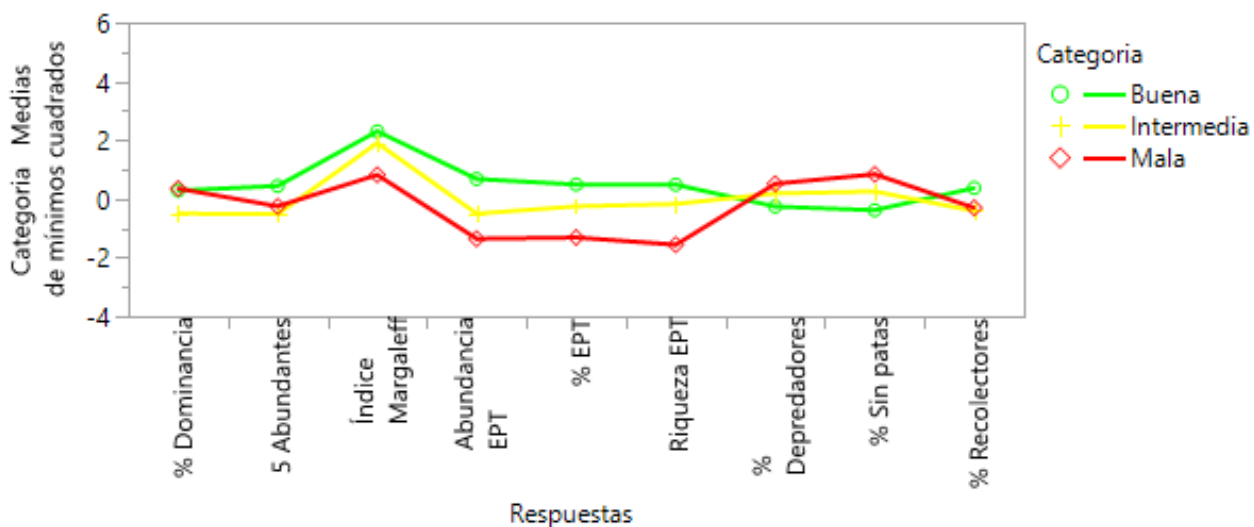


Figura 4: Gráfico de las medias de mínimos cuadrados de los valores métricos

Descripción: se muestra la distribución de los valores métricos en función de las categorías encontradas mediante el análisis de cluster.

El método de mínimos cuadrados que utiliza el análisis de MANOVA se aplica para ajustar rectas a una serie de datos presentados como puntos en el plano. Esta situación se puede presentar en estudios donde se analiza la variación de cierta magnitud “x” (métricas en este caso) en función de otra magnitud “y” (categorías del cluster en este caso). Teóricamente es de esperarse que la relación entre estas variables sea lineal, del tipo:

$$y = mx+b$$

El método de mínimos cuadrados nos proporciona un criterio con el cual podremos obtener la mejor recta que representa a los puntos dados, es decir, minimizando lo más posible el valor de los residuos.

Por otra parte, en el Cuadro número 3, se muestran los valores de los análisis univariantes de las 9 métricas y sus valores de p ($\alpha=0.05$) obtenidos mediante el análisis de MANOVA en función de las tres condiciones arrojadas a través del análisis de cluster.

Las 9 métricas filtradas de macroinvertebrados bentónicos obtuvieron valores significativos en el análisis de MANOVA en la prueba de F (Cuadro 3), lo cual, indica que existe un cambio en las medias de las métricas en función del cambio en la calidad de los sitios muestreados separados con el cluster. Lo que también se ve reflejado en la distribución de las medias de los mínimos cuadrados o lo que es igual a los valores medios de las métricas normalizadas (Figura 4), las cuales, son diferentes entre sí por efecto de los tratamientos (condición de los sitios). Por lo tanto, las métricas son capaces de diferenciar entre sitios con distintos gradientes de perturbación.

Cuadro 3: Análisis de MANOVA

Métrica	Diferencia entre sitios conservados, intermedios y perturbados - MANOVA ($\alpha=0.05$)
% Dominancia	p = 0.0025
5 taxones dominantes	p = 0.002
Diversidad de Margalef	p < 0.0001
% Depredadores	p = 0.0483
% Recolectores	p = 0.0034
Riqueza EPT	p < 0.0001
% EPT	p < 0.0001
Abundancia EPT	p < 0.0001
% Sin patas	p = 0.0006

Descripción: se muestra los valores de p obtenidos por cada una de las 9 métricas filtradas en función de la clasificación obtenida con el análisis de cluster.

Los valores de las medias de métricas como el % EPT, la abundancia de EPT, la riqueza de EPT, el índice de diversidad de Margalef, los 5 taxones más abundantes y el % de recolectores, aumentaron o tuvieron sus valores más altos en los sitios categorizados con calidad Buena. No obstante, los mismos valores de las métricas respondieron de manera negativa (decrecieron) en los sitios categorizados con calidad Intermedia y Mala (Figura 4). E inversamente, los valores de las medias de métricas como el % de depredadores y el % de organismos sin patas, aumentaron u obtuvieron sus valores más altos en sitios categorizados con calidad Intermedia-Mala y disminuyeron en sitios con categorías de calidad Buena (Figura 4). Por otro lado, el % de dominancia obtuvo los valores más altos de la media de

mínimos cuadrados en los sitios categorizados con calidad Buena-Mala y disminuyeron en los sitios con calidad Intermedia (Figura 4).

Análisis estacional de la cuenca de México

Se encontraron un total de 16 muestreos de sitios con condiciones de referencia que representaron la temporada de secas y 16 muestreos de sitios con condiciones de referencia que representaron la temporada de lluvias. A escala de cuenca, se registraron las medias de los siguientes parámetros en función de la estacionalidad a través del análisis de MANOVA. Los valores promedio de dichos parámetros se expresan a continuación, en los cuales, el valor de la izquierda hace referencia a la temporada de secas y el de la derecha a la temporada de lluvias: sólidos disueltos totales (35.68- 31.30), saturación de oxígeno (100% - 96.50%) oxígeno disuelto (8.70 - 8.74 mg/L), temperatura (10.51° C - 11.27° C), pH (6.89 - 7.11), K25 (70.53 – 65.04 mV), fósforo reactivo soluble (0.43 – 0.44 mg/L), nitritos (0.01 - 0.005 mg/L), nitratos (0.58 - 0.68 mg/L), amonio (0.07 – 0.02 mg/L), nitrógeno inorgánico disuelto (0.54 – 0.70 mg/L) y el caudal (Q3) (0.12 – 0.13). El gráfico de la media de los mínimos cuadrados o la media de los parámetros estandarizados que arrojó el análisis de MANOVA se expresa en la siguiente figura:

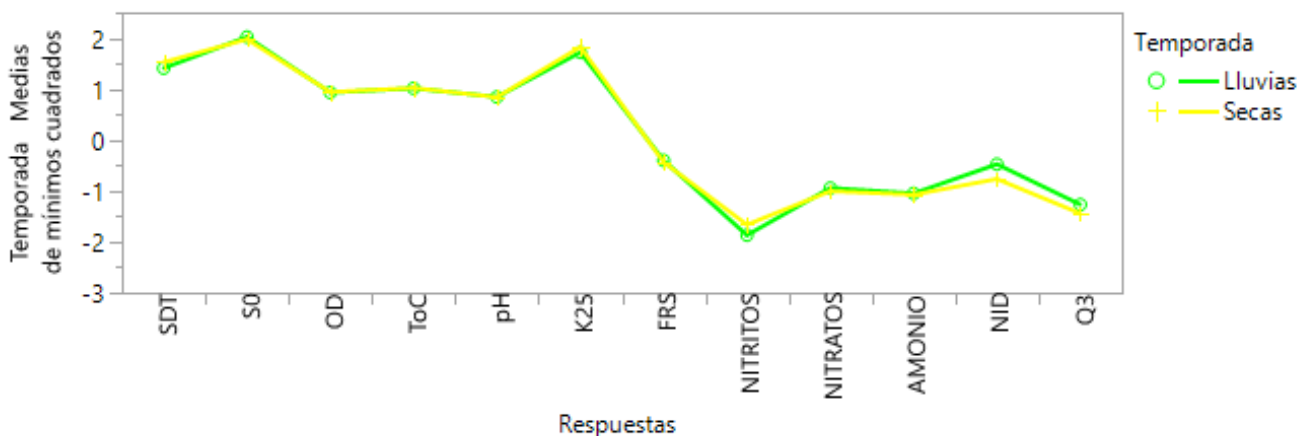


Figura 5: Gráfico de medias de mínimos cuadrados de los parámetros fisicoquímicos registrados en los ríos de la cuenca de México y su variación en función de la estacionalidad

Por otro lado, se muestra la prueba de F ($\alpha= 0.05$), así como los grados de libertad y los valores obtenidos de la prueba en función de la estacionalidad y los parámetros fisicoquímicos (Cuadro 4).

Cuadro 4: Cuadro de la prueba de F en función de los cambios estacionales de los parámetros fisicoquímicos medidos en los ríos de la cuenca de México

Estacionalidad

Prueba	Valor	F exacto	Grados de libertad del numerador	Grados de libertad del denominador	Prob > F
Prueba F	0.002238	0.0537	1	46	0.8187

La prueba de F arrojó que no existen diferencias significativas entre los parámetros fisicoquímicos como un efecto de los tratamientos (Cuadro 4) que, en este caso, son las estaciones de lluvias y secas. Lo cual, también se ve reflejado en la distribución de los valores de las medias de los 11 parámetros fisicoquímicos (Figura 4), ya que las líneas que

representan ambas temporadas climáticas se empalman casi completamente. Característica que incluso se puede observar en los valores sin analizar de las medias descritos en la sección anterior.

Así mismo, se muestra el análisis de MANOVA en función de las métricas filtradas y en el que se usó como tratamiento la estacionalidad (Figura 6).

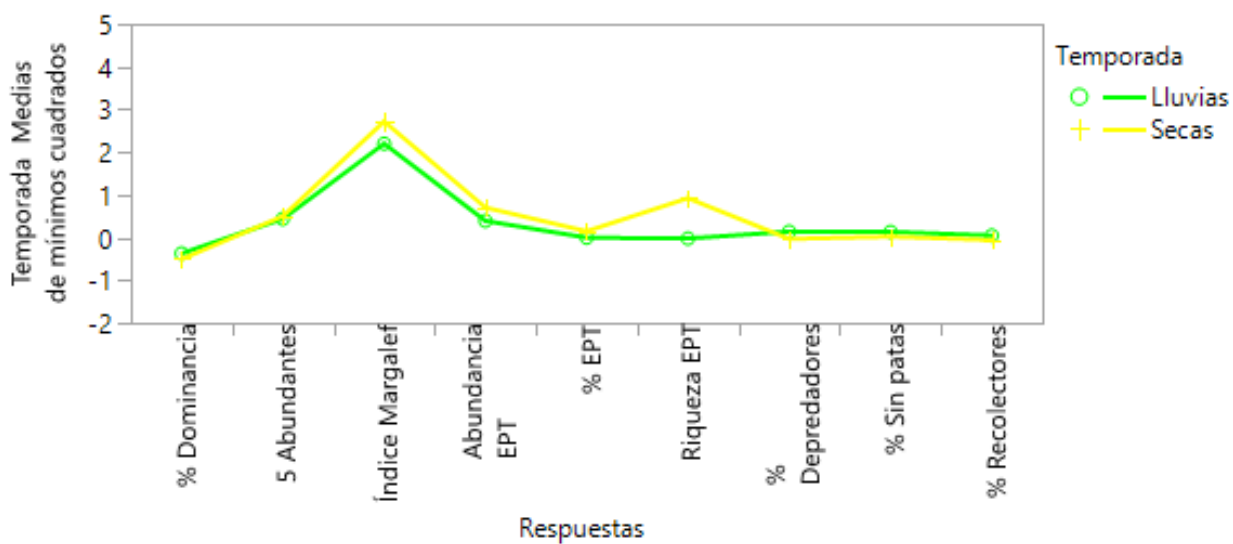


Figura 6: Gráfico de medias de mínimos cuadrados de las métricas filtradas de los ríos de la cuenca de México y su variación en función de la estacionalidad

Del mismo modo, se muestra la prueba de F ($\alpha= 0.05$), así como los grados de libertad y los valores obtenidos de la prueba en función de la estacionalidad y las métricas filtradas (Cuadro 5).

Cuadro 5: Prueba de F en función de los cambios estacionales presentes en la cuenca de México y su efecto sobre las métricas filtradas de los macroinvertebrados bentónicos

Estacionalidad

Prueba	Valor	F exacto	Grados de libertad del numerador	Grados de libertad del denominador	Prob > F
Prueba F	0.1184571	2.4876	1	21	0.1297

La prueba de F (Cuadro 5) arrojó que no existen diferencias significativas entre las métricas en función del efecto de los tratamientos (estaciones climáticas). No obstante, el gráfico de las medias (Figura 6) muestra que los valores de la riqueza de EPT son diferentes en función de la estacionalidad. La prueba univariante de dicha métrica arrojó un valor de $p=0.0011$, lo cual, indica que existe una diferencia significativa en los valores medios de la riqueza de EPT en función de la estacionalidad. Siendo mayor la riqueza durante la temporada de secas (Figura 6).

Con base en ambos análisis de MANOVA se puede concluir que en general no existe un efecto del gradiente estacional sobre las métricas ya que, en ambos casos, no se obtuvieron valores de p que fuesen significativos. Por lo tanto, no fue necesario realizar un ajuste de las 9 métricas filtradas al gradiente estacional.

Caracterización hidrológica de los ríos a escala de subcuenca

Con base en la revisión de diferentes bases de datos como el Sistema de Información Hidrológica (SIH) de la Comisión Nacional del Agua y el catálogo de Estadísticas del Agua de la Región Hidrológico-Administrativa XIII y consultando la información disponible del año 2012 al año 2022, se recopiló información del escurrimiento natural y la precipitación de las subcuencas que conforman la cuenca de México, como se muestra en el Cuadro 6:

Cuadro 6: Esguurrimiento natural promedio y precipitación media anual

Subcuenca o río	Periodo de tiempo	Esguurrimiento natural promedio durante el año de la colecta (hm³)	Precipitación media anual (mm)	Estación hidrométrica
Amecameca-Canal Nacional	2012 a 2015	76.51	655	San Luis Ameca II
La Colmena	2012 a 2014	83.84	800	Huehuetoca
Viborillas	2012 a 2017	44.64	691	Santa Teresa
Apatlaco	2012	69.49	655	Los Reyes
Coatlaco	2015	77.27	626	San Jerónimo
Coaxcacoaco	2013	82.14	562	San Andrés
Cuautitlán	2012 a 2019	83.33	800	Huehuetoca
La Magdalena-Eslava	2013 a 2017	144.20	734	Santa Teresa
Ildefonso	2013 a 2014	28.26	800	Huehuetoca
San Rafael	2012 a 2019	178.78	655	San Lucas

Descripción: se muestra la estación hidrométrica de la que se extrajeron los datos, la subcuenca o río, el periodo de tiempo de los muestreos, así como los valores de esguurrimiento y precipitación

Tomando en cuenta los datos hidrométricos (esguurrimiento natural y precipitación) se obtuvo el agrupamiento de las subcuencas en tres conglomerados que fueron establecidos con el análisis de cluster como se muestra en la Figura 7. El primer conglomerado se conformó por los ríos Amecameca-Canal Nacional, Apatlaco, Coatlaco, Viborillas y Coaxcacoaco. El segundo conglomerado agrupó a la subcuenca del río Magdalena y San Rafael. Finalmente, el tercer conglomerado se conformó por las subcuencas La Colmena, Cuautitlán e Ildefonso. El primer conglomerado (color rojo) hace referencia a las subcuencas que presentan los valores hidrométricos más bajos en promedio. En este sentido, el segundo conglomerado

(color verde) representa a las subcuencas con los valores hidrométricos más altos en promedio. Y, finalmente, el tercer conglomerado (color azul) representa aquellos valores hidrométricos intermedios en promedio.

Las distancias euclidianas que unieron dichos conglomerados se presentan completas en los anexos (ver Anexo I).

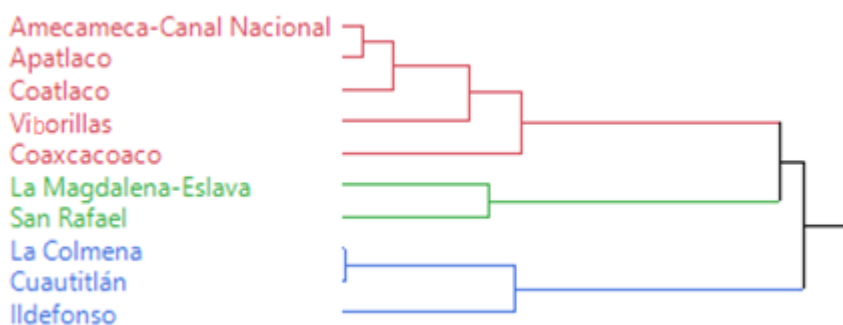


Figura 7: Gráfico de cluster que muestra la agrupación de las subcuencas que conforman a la cuenca de México en función del escurrimiento y la precipitación

Por otro lado, los valores del análisis de correlación de Pearson entre los parámetros hidrológicos (escurrimiento y precipitación) y las 9 métricas filtradas, se expresan en el siguiente cuadro:

Cuadro 7. Grado de correlación entre las métricas filtradas de macroinvertebrados bentónicos y las condiciones hidrológicas de la cuenca de México

Métrica	Escurrimiento natural promedio durante el año de la colecta (r^2)	Precipitación media anual (r^2)
% Dominancia	0.09	0.27
5 taxones dominantes	0.0068	0.068
Diversidad de Margalef	0.14	0.42
% Depredadores	0.05	0.37
% Recolectores	0.015	0.18
Riqueza EPT	0.02	0.37
% EPT	0.1	0.05
Abundancia EPT	0.023	0.16
% Sin patas	0.15	0.04

Los valores arrojados por el análisis de correlación no fueron significativos en ninguno de los casos al analizar la relación entre la hidrología (precipitación y escorrentía) con las 9 métricas filtradas, ya que todas las r^2 fueron menores a 0.75 (Cuadro 7). No obstante, lo valores más altos de correlación se presentaron entre la precipitación y algunas métricas de macroinvertebrados como el índice de diversidad de Margalef, la riqueza de EPT y el % de organismos depredadores. Sin embargo, al no alcanzar valores de correlación realmente significativos, no fue necesario realizar un ajuste de las métricas al gradiente ambiental natural mediante el uso de los residuos dado que la influencia de los parámetros hidrológicos disponibles sobre las métricas no es significativa. Por otra parte, los valores más bajos de correlación se presentaron entre el escurrimiento natural y las 9 métricas filtradas

Índice de uso de suelo para la cuenca de México

Escala de cuenca: a través del uso del SIG (QGIS 3.20.3) y de datos vectoriales extraídos de INEGI se determinó que, a nivel de cuenca incluyendo zonas de conservación y urbanas, el porcentaje de uso de suelo que domina dentro de toda la cuenca de México es el agrícola con un 55.87%, seguido por el uso de suelo natural (Bosque de Pino, Bosque de Pino-Encino, Bosque de Oyamel, Matorral Crasicaule, Matorral Desértico y vegetación halófila y gipsófila) con un 19.37%. Por otra parte, se determinó que el uso de suelo urbano ocupa un 16.03% del suelo total de la cuenca y, finalmente, el pastizal inducido se caracterizó con una cobertura del 8.73%. A través de estos porcentajes se obtuvo el CDI correspondiente para la cuenca de México con un valor de 184.54.

A diferencia de lo anterior, la aproximación del área de captación obtenida a través de Google Earth Pro, arrojó que el uso de suelo natural fue el dominante en los sitios muestreados con un valor a nivel de toda la cuenca del 62.63%, seguido por el uso de suelo caracterizado como pastizal inducido con un 13.85%. Por otra parte, el uso de suelo agrícola obtuvo un valor de 12.57% y, finalmente, el uso de suelo con el menor porcentaje fue el urbano con un 10.96%. En este caso el CDI obtenido mediante estos porcentajes obtuvo un valor de 82.81. A diferencia del CDI arrojado mediante QGIS, el obtenido con Google Earth Pro se extrajo exclusivamente de áreas que se encuentran bajo alguna categoría de conservación, lo cual, regula y en teoría (porque a pesar de la regulación existen indicios de cambio de uso de suelo) impide el cambio de uso de suelo a cualquiera diferente al natural (Caro-Borrero & Carmona-Jiménez, 2017).

Escala de subcuenca: por otra parte, el análisis de uso de suelo a nivel de subcuenca solo se logró obtener con el uso de Google Earth Pro, el cual, arrojó los porcentajes de cobertura de uso de suelo y el correspondiente CDI que se expresan en el siguiente cuadro:

Cuadro 8. Porcentaje de uso de suelo presente en las diferentes subcuencas que integran a la cuenca de México y su correspondiente valor de CDI

Subcuenca	% Suelo urbano	% Suelo agrícola	% Suelo pastos	% Suelo natural	% Total	CDI
Amecameca - Canal Nacional	19.91	0.00	7.78	72.32	100.00	87.41
La Colmena	0.00	56.28	0.00	43.72	100.00	112.56
Viborillas	2.78	0.00	77.22	19.99	100.00	88.35
Apatlaco	0.00	11.51	0.00	88.49	100.00	23.01
Coatlaco	2.40	36.93	0.00	60.67	100.00	83.47
Coaxcacoaco	58.62	0.00	0.00	41.38	100.00	234.47
Cuautitlán	4.76	8.02	4.41	82.81	100.00	39.49
La Magdalena-	12.59	2.70	17.07	67.65	100.00	72.82
Eslava						
Ildefonso	0.84	6.27	26.05	66.84	100.00	41.96
San Rafael	7.66	3.97	5.97	82.40	100.00	44.56

Subcuencas como Coaxcacoaco y la Colmena tuvieron valores de CDI por encima de los 100 puntos (Cuadro 8), lo cual, es un indicador de que más de un cuarto del área tiene alguna modificación en el uso de suelo que potencialmente podría tener efectos sobre las 9 métricas de MIBs filtradas. Además, subcuencas como Amecameca-Canal Nacional, Viborillas,

Coatlaco e incluso la Magdalena-Eslava, obtuvieron valores de CDI alrededor de los 80 puntos. No obstante, subcuencas como Ildefonso, San Rafael, Cuautitlán y Apatlaco obtuvieron valores de CDI por debajo de los 50 puntos, lo cual, es un reflejo del bajo porcentaje de cambio de uso de suelo en el área que ocupan dichas subcuencas.

Prueba de correlación entre métricas

Con base en la prueba de correlación de Pearson se obtuvieron los siguientes valores de r^2 entre las 9 métricas filtradas, donde 1 o -1 son los valores más altos de correlación, ya sea en un sentido positivo o negativo y cero el valor mínimo. En este caso no se obtuvieron valores significativos de correlación cuya r^2 fuera mayor a 0.9, por lo cual, no se eliminó ninguna de las 9 métricas filtradas. No obstante, se obtuvieron valores altos de correlación positiva o negativa entre métricas (valores cercanos a 0.9). Los 5 taxones más abundantes se correlacionaron positivamente con la abundancia de EPT ($r^2 = 0.8$). Por otro lado, el índice de diversidad de Margalef se correlacionó positivamente con la riqueza de EPT ($r^2 = 0.87$). Y de manera negativa, el % de EPT se correlacionó con el % de organismos sin patas ($r^2 = -0.8$).

Dichos resultados se expresan en el siguiente cuadro:

Cuadro 9. Métricas filtradas y su grado de correlación con otras métricas

	% Dominancia	5 abundantes	Índice Margalef	Abundancia EPT	% EPT	Riqueza EPT	% Depredadores	% Sin patas	% Recolectores
%	1.00	0.17	-0.32	0.05	0.34	-0.25	-0.17	-0.05	0.53
Dominancia									
5 abundantes	0.17	1.00	0.25	0.80	-0.05	0.39	0.16	0.29	0.18
Índice Margalef	-0.32	0.25	1.00	0.47	0.08	0.87	0.18	0.03	0.04

Abundancia	0.05	0.80	0.47	1.00	0.39	0.65	-0.01	-0.16	0.21
EPT									
% EPT	0.34	-0.05	0.08	0.39	1.00	0.25	-0.46	-0.80	0.43
Riqueza EPT	-0.25	0.39	0.87	0.65	0.25	1.00	0.08	-0.09	0.14
%	-0.17	0.16	0.18	-0.01	-0.46	0.08	1.00	0.53	-0.34
Depredadores									
% Sin patas	-0.05	0.29	0.03	-0.16	-0.80	-0.09	0.53	1.00	-0.22
%	0.53	0.18	0.04	0.21	0.43	0.14	-0.34	-0.22	1.00
Recolectores									

Descripción: color rojo = valores de correlación entre métricas cercanos a 0.9

Por otro lado, se realizó un diagrama (Figura 8) con base en el diseño de Macedo y colaboradores (2016), el cual, resume los pasos que se siguieron durante el desarrollo del

Proceso de filtrado de métricas

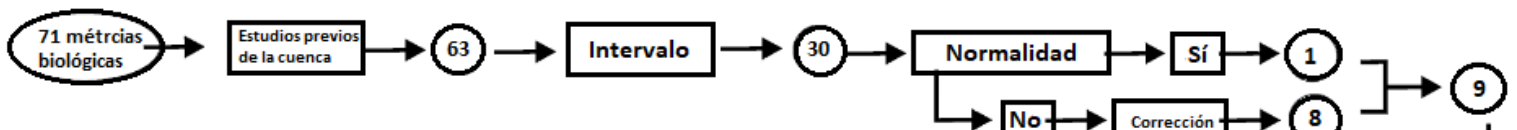


Figura 8: Diagrama modificado de Macedo et al., (2016) en el que se muestra el filtrado de las 71 métricas que utilizan el ensamble de macroinvertebrados bentónicos para evaluar las condiciones ecológicas de ríos tropicales

Figura 9: Análisis de redundancia en el que se observan los sitios de la cuenca de México (puntos de colores) en función de los parámetros ambientales (físicoquímicos, hidromorfológicos y de uso de suelo) y las 9 métricas filtradas. Descripción: EPT= %EPT; Rec= %Recolectores; X5 Abun= 5 organismos dominantes; Dom= % de dominancia; Margalef= índice de diversidad de Margalef; Sin patas= % de organismos sin patas; Dep= % de organismos depredadores; EPT Abun= abundancia de EPT; HQB= calidad hidromorfológica buena; HQI= calidad hidromorfológica intermedia; HQM= calidad hidromorfológica mala; CatB= categoría buena; CatI= categoría intermedia; CatM= categoría mala. Figura 10: Diagrama modificado de Macedo et al., (2016) en el que se muestra el filtrado de las 71 métricas que utilizan el ensamble de macroinvertebrados bentónicos para evaluar las condiciones ecológicas de ríos tropicales

filtrado de las métricas de ensamble de MIBs para evaluar ríos de sabana brasileños y los resultados obtenidos de dicho filtrado.

Análisis de redundancia (RDA)

El modelo RDA explicó el 43.85% de la variación de los parámetros biológicos (métricas) en relación con los parámetros ambientales (físicoquímicos, hidromorfológicos y de uso de suelo) de los arroyos de la cuenca de México (Figura 9), en una relación significativa entre las variables dependientes e independientes ($p = 0.001$). Además, variables físicoquímicas como la SO, Q3, pH, NO₂ y T°C se relacionaron positivamente con métricas como el % de EPT, la riqueza de EPT y el índice de diversidad de Margalef y con los sitios en Buenas condiciones (puntos verdes). Así como buenas condiciones hidromorfológicas (HQB) y una categoría buena con base en el cluster (CatB). Contrariamente, los sitios en condiciones Intermedias y Malas (puntos amarillos y rojos), se relacionaron positivamente con variables físicoquímicas como el NID, NO₃ y el FRS. Así como con una calidad hidromorfológica intermedia (HQI) y categorías Intermedias (CatI) y Malas (CatM) con base en el análisis de cluster.

Análisis de Redundancia (RDA)

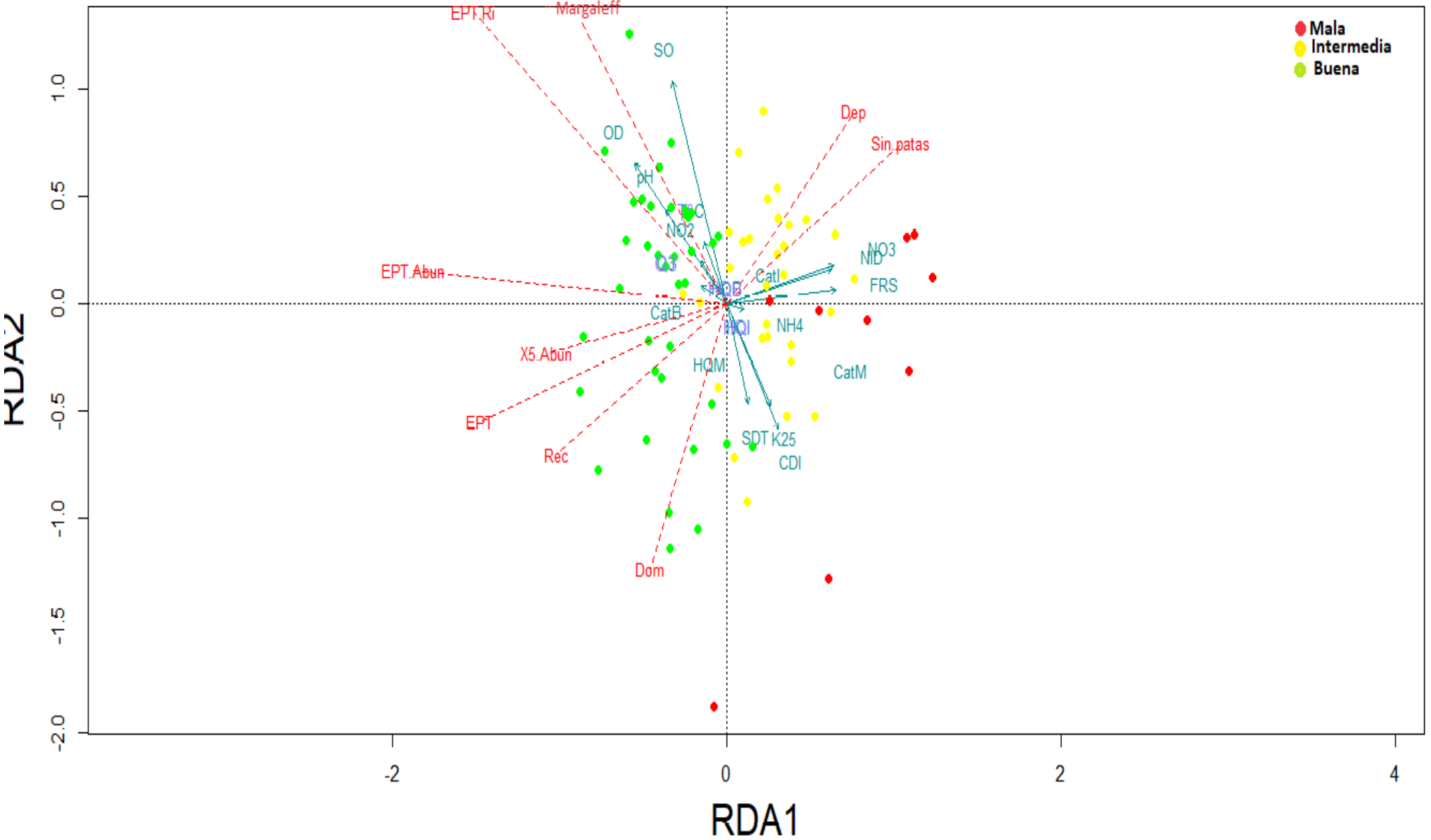


Figura 11: Análisis de redundancia en el que se observan los sitios de la cuenca de México (puntos de colores) en función de los parámetros ambientales (físicoquímicos, hidromorfológicos y de uso de suelo) y las 9 métricas filtradas. Descripción: EPT= %EPT; Rec= %Recolectores; X5 Abun= 5 organismos dominantes; Dom= % de dominancia; Margalef= índice de diversidad de Margalef; Sin patas= % de organismos sin patas; Dep= % de organismos depredadores; EPT Abun= abundancia de EPT; HQB= calidad hidromorfológica buena; HQI= calidad hidromorfológica intermedia; HQM= calidad hidromorfológica mala; CatB= categoría buena; CatI= categoría intermedia; CatM= categoría mala.

Además, se diseñaron tres esquemas que resumen y ejemplifican el gradiente de degradación de la cuenca de México en función de sus características ecológicas locales y de captación. En dichos esquemas se expresan las condiciones locales mediante la cantidad de OD y el valor de la calidad hidromorfológica. Por otra parte, las características de uso de suelo se expresan con el valor del CDI en cada imagen. Finalmente, cada uno de los esquemas presenta los valores de las 9 métricas filtradas con los procedimientos anteriores.

El primer esquema (Figura 10) ejemplifica un sitio típicamente conservado con un valor de OD de 8.4, una calidad hidromorfológica buena y un valor de CDI de 35. En este sentido, las métricas de MIBs obtuvieron diversos valores: % Dominancia = 58, 5 taxones más abundantes = 140, índice de Margalef = 3, abundancia de EPT = 109, % EPT= 69, riqueza



Figura 10: Sitios con calidad Buena dentro de la cuenca de México (tercer Dinamo). En el esquema se aprecia el uso de suelo entorno al punto de muestreo en una visión satelital, la ubicación del punto de muestreo (color azul o amarillo), la hidrología y los valores métricos asociados a dicho sitio. Así como actividades humanas típicas de la zona.

de EPT = 17, % depredadores = 14, % organismos sin patas = 29 y % de recolectores = 61.

El segundo esquema (Figura 11) ejemplifica un sitio en condiciones intermedias o de transición, con un valor de OD de 7.7, una calidad hidromorfológica intermedia y un valor de CDI de 57. En este sentido, las métricas de MIBs obtuvieron diversos valores: % Dominancia = 65, cinco taxones más abundantes = 112, índice de Margalef = 2, abundancia de EPT = 62, % EPT= 44, riqueza de EPT = 14, % depredadores = 47, % organismos sin patas = 47 y % de recolectores = 27.



Figura 11: Sitio con calidad Intermedia dentro de la cuenca de México (segundo Dinamo). En el esquema se aprecia el uso de suelo entorno al punto de muestreo en una visión satelital, la ubicación del punto de muestreo (color azul o amarillo), la hidrología y los valores métricos asociados a dicho sitio. Así como actividades humanas típicas de la zona.

El tercer esquema (Figura 12) ejemplifica un sitio en condiciones malas o degradadas, con un valor de OD de 4.4, una calidad hidromorfológica mala y un valor de CDI de 186. En este sentido, las métricas de MIBs obtuvieron diversos valores: % Dominancia = 100, cinco taxones más abundantes = 1, índice de Margalef = 0, abundancia de EPT = 1, % EPT= 0, riqueza de EPT = 1, % depredadores = 0, % organismos sin patas = 0 y % de recolectores = 0.



Figura 12: Sitio con calidad Mala dentro de la cuenca de México (Estación UAM). En el esquema se aprecia el uso de suelo entorno al punto de muestreo en una visión satelital, la ubicación del punto de muestreo (color azul o amarillo), la hidrología y los valores métricos asociados a dicho sitio. Así como actividades humanas típicas de la zona.

Discusión

En este estudio, se evaluaron los efectos de la presión antropogénica a escala local y de captación en el ensamble de macroinvertebrados de arroyos en una cuenca de altura ubicada en una franja intertropical con afinidad faunística de zonas boreales o templadas (Bojorge *et al.*, 2013). Para hacerlo, se implementaron diversas metodologías numéricas y conocimientos

previos en la selección de métricas biológicas tales como una prueba de intervalo y normalidad, calibrando dichas métricas en función del posible efecto de variables ambientales naturales (hidrología y estacionalidad) y luego usando un análisis de correlación para seleccionar métricas no redundantes. Finalmente, la relación entre métricas y los parámetros ambientales a escala local y de captación, se determinaron mediante un Análisis de Redundancia (RDA). La metodología mencionada incorpora los problemas de rendimiento críticos para los MMIs identificados por otros autores como: capacidad de respuesta, variabilidad natural y redundancia (Stoddard *et al.*, 2008). Dicho proceso filtró de manera eficiente una gran cantidad de métricas candidatas y sus variantes (Anexos II y III) y diversos puntos de datos muestreados. Esta secuencia de pasos analíticos ofrece un marco para futuras evaluaciones ambientales a gran escala en ecorregiones amenazadas por presiones antropogénicas y cambios en el uso de la tierra en continuo desarrollo (Macedo *et al.*, 2016).

Selección y filtrado de métricas

Debido a la larga tradición de investigación de macroinvertebrados, que ha llevado a un amplio conocimiento ecológico de este grupo de organismos acuáticos, se han desarrollado numerosas métricas e índices que pueden derivarse simplemente de listas de taxones. Varios paquetes de software ayudan a derivar eficientemente las métricas de dichas listas de taxones, llegando a encontrar un gran número de éstas, del orden de las 200 en algunos casos (Hering *et al.*, 2006). Para el caso de la cuenca de México el número total de métricas asociadas a los MIBs fue de 71 (Anexo II) y este número particular de métricas puede deberse a la ausencia de ciertos grupos taxonómicos dentro de la cuenca de México. Por ejemplo, el orden Megaloptera se ha encontrado ausente durante los 10 años de muestreo de la cuenca, lo cual,

podría deberse a la preferencia de este orden de insectos por los climas cálidos ($> 22^{\circ} \text{C}$) o semicálidos (18° a 22°C) (Álvarez & Rivas, 2022; García, 2004). Ya que, como se ha mencionado, la cuenca de México presenta un atemperamiento por las condiciones altitudinales reduciendo de esta forma la temperatura de los ríos, las cuales, van de los 5° a los 17.6°C (Carmona-Jiménez & Caro-Borrero, 2017; Jacobsen, 2008), promoviendo así la ausencia de insectos megalópteros y las métricas asociadas a éstos. Por otra parte, la escasez de conocimientos sobre la autoecología de las especies que integran el ensamble de MIBs presentes en la cuenca, puede ser una causa por la cual el número de métricas en este caso particular es reducido comparativamente con otros estudios. Las bases de datos de autoecología para especies acuáticas cubren atributos ecológicos de varias preferencias ecológicas (tales como tolerancias y preferencias por corriente, acidez, carga orgánica, sustrato, estado trófico y sustancias tóxicas) y de características estratégicas relacionadas con la biología y la ecología de los organismos, tales como la duración del ciclo de vida, número de huevos, etc. Por ejemplo, el proyecto AQEM/STAR, el cual, ha recopilado información autoecológica de cerca de 10,000 taxones de MIBs europeos, ha sido parte fundamental en la selección métricas y en la creación de MMIs para dicha parte del mundo, ya que estas bases de datos son cruciales para respaldar el uso de las métricas y el desarrollo de MMIs (Verdonschot & Moog, 2006).

Por otro lado, integrar un índice multimétrico sigue albergando algunas dificultades para cada paso del proceso descrito anteriormente. Por ejemplo, Stoddard y colaboradores (2008) se hicieron la siguiente pregunta: ¿deberían seleccionarse las métricas para asegurar que los diferentes atributos del conjunto estén representados en el índice final o deberían seleccionarse sobre la base de su capacidad para diagnosticar causas específicas de malas

condiciones?. Los resultados obtenidos en el presente estudio indican que ambos aspectos deben de ser considerados en la selección de métricas y su posterior filtrado. Las pruebas numéricas son de especial relevancia para poder reconocer la capacidad de respuesta de las métricas ante el estrés provocado por diferentes actividades humanas y para poder generar herramientas eficientes de bioevaluación no redundantes y ajustadas a la variación natural de los ríos. Por otra parte, tratar de retener la mayor cantidad de atributos ecológicos y biológicos del ensamble de MIBs permite entender las características estructurales y funcionales de los ríos y sus cambios en un contexto peri-urbano, así como se planteó y llevó a cabo con base en los objetivos de esta investigación (Stoddard *et al.*, 2008; Hering *et al.*, 2006).

En un primer paso realizado, para reducir las largas listas de métricas que se procesan rápida y fácilmente por paquetes de software, se deben aplicar procedimientos de filtro preliminares para este cometido. Estos procedimientos incluyen la identificación y exclusión de medidas numéricamente inadecuadas, por ejemplo, medidas con un intervalo estrecho de valores o con muchos valores atípicos y extremos, que pueden ser simplemente revelados con procedimientos estadísticos sencillos (Anexo III) (Hering *et al.*, 2006).

Por otro lado, es obligatorio que el conjunto de datos utilizado para el desarrollo de un MMI incluya datos sobre un gradiente de sitios, idealmente incluyendo sitios no impactados (de Muy buena calidad) y sitios muy degradados (con calidad Mala). Los gradientes de factores estresantes proporcionan una herramienta invaluable para minimizar el “juicio experto” subjetivo en la clasificación previa de sitios y la selección posterior de métricas candidatas, que se basa en la clasificación previa (Hering *et al.*, 2006). En este caso, la herramienta utilizada para determinar dicho gradiente de degradación fueron las 9 métricas receptivas a las pruebas numéricas preliminares. Se ha descrito que se pueden seleccionar grupos de sitios

identificados en el espacio en función de sus características biológicas a través de rasgos multivariados mediante análisis de conglomerados (Figura 3), como lo demostraron Cao *et al.*, (2007) para conjuntos de diatomeas. El análisis de conglomerados y la ordenación son capaces de revelar estructuras de datos complejas y parecen ser formas prometedoras de identificar grupos de métricas estadísticamente covariables, lo que permite seleccionar métricas con los valores más altos de eficiencia de discriminación entre sitios conservados y degradados en función de cada conglomerado, lo cual, se obtuvo mediante el análisis de MANOVA (Figura III). En este caso las 9 métricas receptivas a las pruebas preliminares obtuvieron valores significativos en los valores de F al realizar el análisis de MANOVA y, por lo tanto, esta fue la característica que se consideró óptima para la selección de tales métricas, de este modo fue que se consideraron como eficientes para distinguir un gradiente de degradación antropogénica. No obstante, los valores obtenidos mediante el análisis de MANOVA no deben ser forzosamente significativos para que las métricas sean consideradas como candidatas para desarrollar un MMI, en su lugar se busca seleccionar aquellas métricas con los valores más altos en la prueba de F y usar este valor como indicador de su capacidad de respuesta a un gradiente de degradación (Fierro *et al.*, 2018; Macedo *et al.*, 2016).

Así mismo, identificar la variación espacial y temporal que ocurre naturalmente en el ensamblaje de MIBs es uno de los mayores desafíos para cualquier bioevaluación (Hawkins *et al.*, 2010). Confundir los gradientes ambientales naturales con las presiones antropogénicas es común y representa una gran dificultad en la selección de métricas y el desarrollo de índices (Moya *et al.*, 2011; Stoddard *et al.*, 2008; Cao *et al.*, 2007; Whittier *et al.*, 2006). Esta confusión puede dar lugar a evaluaciones sesgadas y por lo tanto a un aumento de los errores de inferencia (Vander Laan, 2012). En este sentido, la identificación de cambios temporales

naturales en la condición biológica es fundamental para la evaluación eficaz de los ecosistemas acuáticos, ya que tales cambios son potenciales fuentes de incertidumbre en la estimación de la calidad biológica observada (Chen *et al.*, 2014).

En el caso de la Cuenca de México, los resultados obtenidos demostraron una baja correlación entre los gradientes ambientales naturales como la hidrometría (Cuadro 7) y cambios pocos significativos en la estacionalidad (Figura 4 y 5), en relación con las métricas receptivas, es decir, aquellas que pasaron los filtros anteriormente mencionados. Se ha reportado que la calibración de métricas para los gradientes ambientales naturales parece ser más importante para el desarrollo de los MMIs de vertebrados acuáticos que para los MMIs de macroinvertebrados. Por ejemplo, Whittier *et al.* (2007) evaluaron 12 métricas corregidas a las condiciones ambientales naturales para conjuntos de vertebrados acuáticos para el oeste de los EE. UU., sin embargo, incluso en este caso, ninguna métrica se retuvo en los MMIs finales. En el caso de estudios de ecorregiones e incluso estudios nacionales basados en MIBs, se ha concluido que ninguna de las métricas más sensibles ha requerido alguna calibración para los gradientes ambientales naturales, como en el caso particular de este estudio (Stoddard *et al.*, 2008). Por otro lado, se ha identificado que modelar los cambios estacionales usando un nivel taxonómico de orden (como en el caso de varias de las métricas identificadas en este estudio) en general arroja una sensibilidad baja de los MIBs a los cambios estacionales, aunado a esto, los mayores cambios en la fauna podrían no estar reflejados en las estaciones climáticas (secas y lluvias), en su lugar el efecto podría verse reflejado entre años de muestreo (João *et al.*, 2006). Así mismo, la propia comunidad de MIBs y particularmente el ciclo de vida de los organismos, podría estar adaptado a los

cambios estacionales y por consecuencia presentar poca variación a lo largo de las distintas temporadas climáticas dentro de la cuenca de México.

No obstante, la baja correlación entre las características hidrométricas y las 9 métricas de MIBs también puede deberse a la extremadamente poca cantidad de estaciones hidrométricas distribuidas en la cuenca de México (7 estaciones en total), lo cual, reduce el detalle a nivel fino de la metodología implementada en el presente trabajo ya que solo permite analizar los cambios de manera general a escala de subcuenca y no de sitio (tramo de río muestreado). Por otra parte, los muestreos que contemplaron la temporada de secas en este trabajo fueron realizados mayoritariamente en la temporada de secas frías, por lo cual, es probable que las condiciones se mantengan con poca variación debido al atemperamiento por la altura y la latitud en la que se encuentran los ríos de la cuenca (Jacobsen, 2008). En este sentido, autores como Leung y Dudgeon (2011) determinaron en sus investigaciones que es necesario muestrear repetidas veces una estación seca en un mismo sitio para evitar los efectos potencialmente confusos de la variación estacional entre años de muestreo. Por lo cual, se propone hacer un muestreo focalizado más extenso durante las diferentes estaciones presentes en la cuenca de México incluyendo los sitios de referencia, ya que las réplicas de muestreos estacionales fue de 32 en este caso (16 muestreos en secas y 16 muestreos en lluvias), la combinación de datos estacionales y/o anuales y un mayor número de sitios de referencia muestreados puede ayudar al desarrollo de métricas sólidas de bioevaluación ajustadas a gradientes ambientales naturales y a la determinación de la existencia de una variación estacional significativa dentro de la cuenca (Bailey *et al.*, 2012; Oliveira *et al.*, 2011; Leung & Dudgeon, 2011; Feio *et al.*, 2006).

Por otra parte, diversos investigadores han concluido que la inclusión de métricas redundantes puede degradar el desempeño de un MMI (Van Sickle, 2010). Aunque los valores de r^2 para determinar si una métrica está o no correlacionada fuertemente con otras no son únicos, descartar aquellas con valores de $r^2 \geq 0.9$ y considerando los límites superiores (Cuadro 9), ha resultado en una correcta selección de métricas no redundantes en el desarrollo de otros MMIs para ecosistemas tropicales (Fierro *et al.*, 2018; Macedo *et al.*, 2016).

De este modo, el análisis de métricas y datos ambientales abióticos (físicoquímicos, hidromorfológicos y de uso de suelo) fue posible mediante un Análisis de Redundancia (Figura 9). Múltiples estudios han demostrado que el establecimiento y la supervivencia de las comunidades de MIBs dependen principalmente de sus capacidades y tolerancias para hacer frente a condiciones ambientales peculiares, condiciones dadas principalmente por el OD, los nutrientes, hábitat, uso de suelo, metales y factores hidrológicos (Macedo *et al.*, 2016; Ligeiro *et al.*, 2013; Hussain & Pandit, 2012). Las cuales, pueden ser fácilmente alteradas por la urbanización. En el presente estudio, el ensamble de MIBs cumplió con dichas variaciones, agrupando sitios con métricas similares a través del RDA (Figura 9), el cual, describió el cambio de composición de la comunidad de MIBs a lo largo de los gradientes ambientales en los ríos de la cuenca de México. La ventaja del uso de estos procedimientos es la capacidad de diferenciar los principales gradientes abióticos y bióticos como una respuesta del estrés antropogénico. Por lo tanto, si la existencia de un fuerte gradiente de estrés es obvia, como en el caso de la cuenca de México, este método puede usarse para identificar la respuesta de la fauna de una manera eficiente (Feld, 2005).

En resumen, una métrica ideal debe responder a los factores estresantes (Figura 4 y Cuadro 4), tener una baja variabilidad natural estacional (Figura 5 y 6), proporcionar una respuesta

que pueda distinguirse de la variación natural (Cuadro 7), no ser redundante con otras métricas (Cuadro 9) y ser interpretable, es decir, que el conocimiento sobre la fauna de MIBs permita entender la relación entre los cambios en los componentes bióticos de los ríos como una causa del estrés antropogénico (Hering *et al.*, 2006). En este sentido, los resultados de una métrica candidata deben mostrar una correlación significativa con el gradiente estresante, así como se observa en el RDA expresado en la Figura 9. Esta correlación puede ser positiva o negativa, ya sea a lo largo de todo el gradiente de factores estresantes o medido para una parte de éste. Por ejemplo, en el RDA se observa una relación positiva entre los sitios con calidad Buena, métricas como el índice de Margalef y la saturación de oxígeno en el agua.

Finalmente, los índices multimétricos robustos contienen una cantidad sugerida de métricas de cada tipo y, por lo tanto, reflejan múltiples dimensiones de los sistemas biológicos. En este caso, dentro de las 9 métricas receptivas se tienen presentes tres de las cuatro categorías descritas en el marco teórico, las cuales son: a) diversidad y dominancia (% dominancia, índice de Margalef y 5 taxones más abundantes), b) rasgos ecológicos y biológicos (% depredadores y % recolectores) y c) riqueza y composición (% organismos sin patas y riqueza, abundancia y % de EPTs). Este procedimiento hace que los MMIs sean más comparables y asegura que se consideren diferentes aspectos de la comunidad. Las 9 métricas que cumplieron los criterios antes mencionados son, en principio, adecuadas para evaluar la degradación de un tipo de ecosistema de agua dulce particular como lo son los ríos de montaña de la cuenca de México y pueden seleccionarse como métricas candidatas para el desarrollo de un MMI posterior para la zona u otras ecorregiones con características similares (Hering *et al.*, 2006).

Cambio en la condición local de los ríos de la cuenca de México

El contraste entre las condiciones locales de los sitios menos perturbados y los más perturbados es una aproximación útil para desarrollar criterios biológicos como el uso de métricas asociadas a los MIBs y para estudiar cómo la actividad humana afecta los ecosistemas. Las condiciones menos perturbadas o de referencia deben definirse en términos del contexto ecológico del sitio en estudio (por ejemplo: ecorregión, elevación, pendiente, tamaño del arroyo, etc.) (Whittier *et al.*, 2006). Las cuales, han sido descritas con anterioridad en estudios de la cuenca de México (Carmona-Jiménez & Caro-Borrero, 2017; Caro-Borrero, Carmona-Jiménez & Mazari-Hiriart, 2016) y se han caracterizado en términos locales como oligotróficas, en las que se tienen concentraciones altas de oxígeno disuelto y una baja concentración de iones en general, así como una calidad hidromorfológica buena (>100 puntos) y altas velocidades de corriente cita. Además, no se reportan cambios sustanciales en el pH (4–7.5), el cual, se ha caracterizado como ligeramente ácido debido al sustrato basáltico poco mineralizado en el cual fluyen los ríos de la cuenca (Carmona-Jiménez & Caro-Borrero, 2017). Tales condiciones ambientales se ven reflejadas en el RDA (Figura 9), en el cual, los sitios en mejores condiciones expresados como puntos verdes (ver Figura 10 como ejemplo), están determinados por el oxígeno en el agua (saturación y oxígeno disuelto), el pH y la descarga fluvial (Q3), así como por una calidad hidromorfológica buena e intermedia (HQB y HQI).

Por otra parte, se reporta que los individuos de familias y géneros de MIBs encontrados en dichas condiciones de referencia locales se concentraron en tres órdenes de insectos (EPT), los cuales, son representativos de las métricas descritas anteriormente (Figuras 8 y 9). De manera general se ha descrito que los sitios menos perturbados son dominados por insectos, particularmente pertenecientes a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera

(Whittier *et al.*, 2006). Se ha descrito que los taxones de EPT incluso pueden no estar presentes en ríos de montaña con saturaciones de oxígeno disuelto menores al 80%, aspecto que se conserva en este tipo de ecosistemas debido a las altas velocidades de corriente y turbulencia que éstos presentan por la inclinación y el gradiente altitudinal. En consecuencia, los ríos de montaña menos perturbados tienen una mejor aireación y una menor sedimentación de materiales que consumen oxígeno, por lo que son más resistentes a la contaminación orgánica y presentan un bajo contenido iónico (Conolly *et al.*, 2004; Jacobsen, 1998). En este sentido, la velocidad del flujo es otra variable importante que ha sido analizada por algunos autores como un factor determinante sobre la presencia de EPTs y que también se ha reportado como una variable de importancia para las condiciones de referencia dentro de la cuenca de México (Jerves-Cobo *et al.*, 2017; Carmona-Jiménez, Caro-Borrero & Mazari-Hiriart, 2016). Característica que también podría explicar la alta riqueza, abundancia y porcentaje de EPTs en los sitios bien conservados de la cuenca de México.

Contrariamente, diversas actividades antropogénicas han sido descritas y detectadas como cercanas a los ríos en estudios anteriores de la cuenca, lo cual, se ha asociado con modificaciones en las condiciones locales naturales de los ríos. Tales características de degradación se distinguen por altas concentraciones de nutrientes, una calidad hidromorfológica degradada (<100 puntos) y concentraciones bajas de oxígeno disuelto. Dentro de la lista de actividades reconocidas en de la cuenca como posibles fuentes de cambio se incluyen la presencia de infraestructura hidráulica (presas y entubamientos), la construcción de puentes, zonas de acuicultura, ganadería, agricultura, turismo no regulado y/o asentamientos humanos irregulares (Figuras 10 y 11) (Salinas-Camarillo & Carmona-Jiménez, 2021; Carmona-Jiménez & Caro-Borrero, 2017; Carmona-Jiménez, Caro-Borrero

& Mazari-Hiriart, 2016). Aspecto que podría explicar la distribución de los puntos rojos y amarillos presentes en el RDA (Figura 9). Los cuales, se encuentran asociados con valores altos de SDT, nutrientes y con condiciones hidromorfológicas degradadas (HQI y HQM). Además, se ha reportado la presencia de organismos oligoquetos en sitios altamente impactados por actividades antropogénicas en estudios anteriores de la cuenca y otras partes del mundo (Carmona-Jiménez, Caro-Borrero & Mazari-Hiriart, 2016; Mesa *et al.*, 2013; Whittier *et al.*, 2006), lo cual, es concordante con la métrica de taxones sin patas (Figura 9), y esto se debe a que los oligoquetos representaron la mayor concentración de abundancia dentro de dicha métrica en el presente estudio. Históricamente, el dominio de los oligoquetos ha indicado condiciones muy degradadas, en particular debido a una gran carga de nutrientes (aguas residuales y/o fertilizantes) que resultaban en condiciones bajas de oxígeno, o por sedimentación (lodos industriales y municipales o erosión del suelo) que resultaban en un sustrato simplificado (Whittier *et al.*, 2006).

Por otra parte, se reporta que la cobertura y la complejidad estructural de la vegetación de ribera tiene una fuerte influencia positiva en términos locales sobre las métricas de MIBs, lo cual, está ampliamente relacionado con el cambio de uso de suelo (Macedo *et al.*, 2016). Se ha registrado que en general las cabeceras de los ríos de la cuenca de México presentan vegetación nativa de tipo arborescente compuesta por bosque mixto, bosque de pino, bosque de pino-encino y bosque de abeto (Carmona-Jiménez & Caro-Borrero, 2017). Aspecto que es apreciable en los valores de CDI de los sitios mejor conservados de la cuenca (Figuras 8 y 9).

La vegetación ribereña es una de las variables más importantes a considerar en la evaluación de la calidad hidromorfológica de los ríos, en estado natural tiene un efecto estructural y

funcional sobre las comunidades acuáticas al proporcionar áreas sombreadas, diversidad de sustrato (disponibilidad de hábitat y heterogeneidad) y materia orgánica alóctona como fuente de alimento (Januschke *et al.*, 2014; Acosta *et al.*, 2009). Por otra parte, varios estudios han demostrado que los ecosistemas terrestres y de agua dulce están íntimamente conectados mediante el flujo de nutrientes a través de la interfaz acuático-terrestre. La importancia de que los nutrientes se muevan de la tierra al agua (principalmente como entrada de detritos) se ha estudiado ampliamente, pero durante la última década, varios estudios también han destacado la importancia del flujo de energía del agua a la tierra mediado por la fauna, el cual, se da desde los ríos hacia las redes alimentarias terrestres (Ballinger & Lake, 2006). Por ejemplo, los MIBs (principalmente los insectos) se han descrito como mediadores importantes del flujo de energía entre la tierra y el agua en distintos ecosistemas acuáticos. Particularmente se ha reportado que estos organismos tienen grandes efectos en la estructura y dinámica de la comunidad de consumidores terrestres. Análisis de isótopos estables han demostrado que estas presas de origen acuático pueden ser una parte importante de la dieta de los consumidores terrestres y por lo tanto de las redes tróficas terrestres (Jonsson *et al.*, 2013). Por lo cual, alteraciones en las condiciones locales de los ríos provocadas por cambios en el uso de suelo y otras actividades antropogénicas, ponen en riesgo la conectividad entre el medio acuáticos y el terrestre y, por lo tanto, la funcionalidad de ésta.

Cambios en el área de captación de los ríos de la cuenca

Se ha demostrado que hay una concordancia relativamente baja entre los indicadores de hábitat a escala de sitio con un tipo de perturbación específica, lo cual, ilustra que el hábitat físico a escala de sitio no representa necesariamente las condiciones de la cuenca en su conjunto (Whittier *et al.*, 2006). Lo que resalta la necesidad de estudiar el área de captación

como una fuente de cambio en los ecosistemas de ribera y en particular en las poblaciones habitantes de los ríos. En este sentido, varios estudios han demostrado que las presiones antropogénicas a nivel de cuenca (escala de captación) se reflejan en la simplificación de las condiciones del hábitat local, la contaminación del agua y la degradación de las comunidades acuáticas (Figuras 10 y 11) (Hughes *et al.*, 2010; Allan, 2004; Wang *et al.*, 1997). A medida que la tecnología de los sistemas de información geográfica (SIGs) se ha vuelto más simple desde el punto de vista operativo y está ampliamente disponible, las perturbaciones identificadas a escala de cuenca se han utilizado para definir posibles sitios de referencia y cambios en los ecosistemas lóticos por modificaciones en el uso de suelo (Wang *et al.*, 2008; Collier *et al.*, 2007; King *et al.*, 2005).

En el caso de la cuenca de México, se ha descrito un aumento de la urbanización en las últimas 6 décadas. Además, en estudios anteriores se mostró que el 70% del uso del suelo en zonas de conservación se dedican a actividades primarias como la agricultura no intensiva y el 20% se dedica a asentamientos humanos que en su mayoría son catalogados como irregulares (Carmona-Jiménez & Caro-Borrero, 2017; PAOT, 2011). Aspecto que se observa en la Figura 1 y en los valores de CDI descritos anteriormente (Cuadro 8). En este sentido, los ríos están expuestos a diferentes grados de intervención humana donde las cabeceras sufren una intervención mínima por la complejidad que conlleva establecer actividades humanas en altitudes altas (>2000 msnm) y las zonas de aguas abajo inmersas dentro de la ciudad o zonas con un mayor desarrollo urbano se ven severamente alteradas por el cambio de uso de suelo (Cai *et al.*, 2017; Whittier *et al.*, 2006). No obstante, en el caso de la cuenca de México existen reportes de intervenciones antropogénicas importantes de los ríos incluso desde las partes más altas de la cuenca, aspecto que se agrava hacía las partes medias y bajas

debido a que la pendiente se vuelve menos pronunciada y, por lo tanto, se crea una mayor accesibilidad de las poblaciones circundantes a los ríos (Salinas-Camarillo, 2018; Carmona-Jiménez & Caro-Borrero, 2017).

Por estas razones, se recomienda identificar y caracterizar las modificaciones humanas que actúan tanto a escala de cuenca (captación) como a escala puntual (cauce de la corriente y zona ribereña) tal como se hizo en esta investigación, ya que las presiones o factores estresantes que operan a ambas escalas pueden afectar la biota (MIBs) de los ríos (Hughes *et al.*, 2010; Whittier *et al.*, 2007; Bryce *et al.*, 1999). Esta situación se puede observar en el RDA (Figura 9), el cual, muestra una relación entre el cambio de uso de suelo (CDI), los SDT, los nutrientes (FRS y NO_3) y áreas con calidad hidromorfológica mala e intermedia (HQM y HQI). Adicionalmente, se vio una relación negativa con la diversidad de MIBs (índice de Margalef) y las métricas relacionadas con los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Thricoptera, así como con los organismos recolectores.

Esta investigación ha demostrado que la conversión de bosques en zonas agrícolas, pastizales y/o áreas urbanas, tiene influencia en el hábitat de los ecosistemas ribereños y en las comunidades de macroinvertebrados de varias maneras y diferentes magnitudes (Figuras 10 y 11). En general se ha descrito una disminución en la riqueza de EPT cuando existen perturbaciones a escala de captación (Ligeiro *et al.*, 2013). Particularmente, la pérdida de vegetación de ribera y una mayor área de superficies impermeables pueden influir en la evapotranspiración y la infiltración y alterar los regímenes de flujo natural del cauce, lo cual, afecta a las comunidades de MIBs (Poff *et al.*, 1997; Changnon & Demissie, 1996; Swank, Swift & Douglas, 1988). Además, muchas prácticas de uso de la tierra aumentan la entrada de sedimentos a los arroyos, alterando las características del sustrato y la morfología del

canal, a menudo reduciendo la diversidad de macroinvertebrados bentónicos (Quinn *et al.*, 1997; Waters, 1995; Lenat & Crawford, 1994).

Por otra parte, la eliminación de la vegetación de ribera y el posterior aumento de la radiación solar que llega al canal del arroyo pueden aumentar la temperatura (Quinn *et al.*, 1997; Rutherford *et al.*, 1997; Burton & Likens, 1973) y alterar los regímenes térmicos que son críticos para la historia de vida y la ecología de macroinvertebrados (Quinn *et al.*, 1994; Ward & Stanford, 1982; Vannote & Sweeney, 1980). En asociación con la alteración de la hidrología causada por derivaciones hidráulicas y cambio en el uso de la tierra, los aportes de nutrientes inorgánicos (FRS y NO₃) de fuentes terrestres por causa de actividades primarias como la agricultura, pueden interactuar con una mayor disponibilidad de luz y temperatura de la corriente para aumentar la producción primaria, lo que resulta en cambios en la estructura trófica de las comunidades bentónicas (Webster *et al.*, 1983) y, por lo tanto, en los Grupos Funcionales Alimenticios (Cummins, Merritt & Andrade, 2005; Reyes-Celis, 2021).

Por ejemplo, se ha asociado una mayor riqueza de MIBs depredadores en zonas con algún cambio en el uso del suelo en comparación con zonas boscosas de crecimiento antiguo, esto como una consecuencia de la exposición a la luz y el crecimiento consecuente de perifiton debido a la eliminación de la vegetación de ribera nativa (Sponseller *et al.*, 2001). Lo anterior, promueve la presencia de posibles presas y aumenta la incidencia de MIBs depredadores, efecto que se ha reportado con mayor influencia en arroyos pequeños como los que predominan en la cuenca de México (Sponseller *et al.*, 2001). Esta característica se observó en el RDA (Figura 9), en el cual, los MIBs depredadores se encuentra asociados con

sitios que presentan calidad hidromorfológica mala (HQM), así como a valores altos de cambio de uso de suelo (CDI) (Figura 12).

Por el contrario, se ha descrito que los sitios con bosques nativos que tienen buenas condiciones ecológicas y una vegetación de ribera conservada sustentan una mayor diversidad y riqueza de MIBs recolectores (Figura 9), mientras que los sitios degradados por impactos antropogénicos muestran una disminución significativa en este parámetro (Figuras 11 y 12) (Mesa *et al.*, 2013). Aspecto que se puede observar en el RDA (Figura 9), en el cual, la métrica asociada a los organismos recolectores se encuentra explicada por buenas condiciones ecológicas como una buena calidad hidromorfológica (HQB) y, por lo tanto, con una zona de ribera conservada.

Por otro lado, la información de uso de suelo obtenida con los dos métodos descritos en los resultados fue diferente entre sí. Los datos cartográficos oficiales (INEGI) de los cuales se obtuvo la información de uso de suelo y a partir de los cuales se desarrolló el CDI datan del año 2013. Además, la información vectorial de esta base de datos es general, es decir, que abarca el total del uso de suelo de la cuenca de México (Figura 1), incluso de sitios sin presencia de ríos o arroyos. Esta clara diferencia en la cantidad de uso de suelo evaluado genera valores distintos de CDI encontrados a través del uso de QGIS y Google Earth Pro, los cuales, presentan una diferencia de más de 100 puntos en sus valores comparados entre sí. Además, la escala espacial de los datos obtenidos del INEGI es de 1:250000. No obstante, los datos obtenidos a través de Google Earth Pro son exclusivos de cada sitio muestreado, ya que la escala de las imágenes satelitales podía ajustarse hasta 1:50000 aún con un grado amplio de resolución, lo cual, hacía posible distinguir los diferentes tipos de suelo característicos del área de captación cercana a los ríos muestreados. Por otro lado, la escala

temporal de las imágenes obtenidas con Google Earth Pro fueron concordantes temporalmente con los sitios muestreados, lo cual, hace que las imágenes satelitales sean más precisas y eficientes para evaluar las condiciones de uso de suelo de la cuenca y, por lo tanto, en el desarrollo del CDI, así como se reporta en la literatura (Fierro *et al.*, 2018; Macedo *et al.*, 2016; Ligeiro *et al.*, 2013).

En este sentido, se ha observado que los cambios inducidos por las modificaciones en el uso de suelo local cercano a la corriente son suficientes para alterar la estructura de la comunidad, independientemente de los patrones de cambio del suelo para uso humano que se encuentran río arriba o en zonas más lejanas (Sponseller *et al.*, 2001). Por el contrario, se ha observado que los parches locales de bosque ribereño sin modificaciones ubicados aguas arriba entre sitios con algún tipo de modificación antropogénica en el uso de suelo, pueden tener un efecto de mejora sobre el ensamble del MIBs, incluso agrupando dichos sitios con aquellos sin ningún tipo de modificación en función de su biodiversidad (Sponseller *et al.*, 2001). Lo cual, podría sugerirse como una estrategia de amortiguamiento al creciente cambio de uso de suelo presente en la cuenca de México (ver Figura 1), ya que es probable que la influencia de los parches de bosque ribereño en las características del hábitat dentro de la corriente sea fundamental para la distribución de muchos taxones de macroinvertebrados en cuencas sujetas a alteraciones mixtas del uso de la tierra.

Por otra parte, los modelos de cambio de uso de suelo (como el CDI) son desarrollados bajo la premisa de que los resultados solo serán útiles si son completamente realistas (por ejemplo, que sean altamente detallados). Debido a que los paisajes son diversos y complejos, un modelo de cambio de uso de suelo completamente realista será complejo (Turner *et al.*, 2001), por lo que es un requisito primordial la existencia de datos significativos para estimar

todos los parámetros del modelo. La forma del modelo de cambio de uso de suelo y la calidad y cantidad de los datos disponibles definen el dominio sobre el cual los resultados del modelo se pueden utilizar de forma fiable para la comprensión, la predicción o la gestión de los ecosistemas acuáticos (Turner *et al.*, 2001). Por lo cual, tener bases de datos cartográficas actualizadas y precisas, es de especial importancia en el desarrollo de modelos que expliquen los cambios en el uso de suelo a través del tiempo. Información que para el caso de México sigue siendo muy poca e inexacta. En la actualidad, la mayoría de los estudios se basan en mapas estáticos de Sistemas de Información Geográfica (ver Figura 1, por ejemplo) que pueden representar la cobertura de la tierra algunos años desplazada en el tiempo de las medidas de las condiciones de los ríos. Sin embargo, es probable que los datos de sensores remotos (Google Earth, por ejemplo) se utilicen más ampliamente hoy en día y en el futuro, como en el caso de esta y otras investigaciones (por ejemplo; Fierro *et al.*, 2018; Macedo *et al.*, 2016; Leigeiro *et al.*, 2013) lo que ofrece una mayor oportunidad de sincronizar el marco temporal del monitoreo de la condición de la cubierta terrestre y de los arroyos y desarrollar nuevos indicadores del paisaje (Allan, 2004).

Legislación en torno al uso de los MIBs como indicadores de la calidad ecológica

La legislación sobre la calidad del agua en varios países ordena a los gobiernos federales, estatales o locales que evalúen y controlen la integridad biológica de las aguas superficiales como parte de sus programas de gestión de la calidad del agua (por ejemplo; The United States Clean Water Act, the European Union's Water Framework Directive, Australia's Water Reform Framework) y durante las últimas tres décadas se ha dedicado un esfuerzo considerable al desarrollo de indicadores para su uso en estas evaluaciones biológicas (Hawkins, 2006). En México, uno de los primeros esfuerzos que buscaron la inclusión del

uso de los MIBs para evaluar la calidad del agua de los ríos en la legislación fue la NMX-AA-159-SCFI 2012 (DOF, 2012). Esta norma establece el procedimiento para la determinación del caudal ecológico en cuencas hidrológicas con el objetivo de establecer un sistema nacional de reservas de agua para la protección o restablecimiento del equilibrio ecológico. Por otra parte, pretende ser un instrumento que garantice la funcionalidad del ciclo hidrológico y sus servicios ambientales y, finalmente, ser un punto de partida que fortalezca las capacidades de aplicación de este tipo de normativas en todo el país. La norma del caudal ecológico contempla el uso del ensamble de MIBs para la evaluación de la calidad ecológica de los ríos a través de tres enfoques: 1) la abundancia relativa por especies, 2) la estructura y composición de poblaciones y comunidades de MIBs, así como del hábitat en los que habitan y 3) el impacto de la magnitud, duración y periodos de retorno de los caudales bajos y altos en los macroinvertebrados. No obstante, esta norma se desarrolló en un contexto en el que la información ecológica de la respuesta de los MIBs a diversos estresores de origen antropogénico en ecosistemas acuáticos mexicanos sigue siendo escasa, a diferencia de otras partes del mundo como la Unión Europea donde cuentan con extensas bases de datos autoecológicos, como los generados mediante el proyecto AQEM/STAR (Verdonschot & Moog, 2006). Lo anterior, promueve que las leyes en torno a la evaluación de los ecosistemas acuáticos basados en organismos como los MIBs se encuentren bien sustentadas por una base conceptual robusta. En este sentido, las métricas encontradas en este estudio se proponen como un paso más en la búsqueda de bases conceptuales y metodológicas bien establecidas que permitan un mejor entendimiento de la ecológica de los MIBs y su respuesta ante el estrés antropogénico, además de la integración de estos organismos en las estrategias de evaluación de los ecosistemas acuáticos nacionales (particularmente los ríos) plasmadas en la legislación.

Conclusiones

Los ríos que fluyen dentro de la cuenca de México son ecosistemas que se encuentran amenazados por el creciente aumento de la urbanización y por el desarrollo de diversas actividades antropogénicas, la sinergia de estas fuentes de cambio se reflejaron en modificaciones importantes en las condiciones ecológicas a escala local y de captación, lo cual, se observó en una disminución en la calidad hidromorfológica, la calidad fisicoquímica del agua, modificaciones en el uso de suelo (CDI) y cambios en las condiciones biológicas de los ríos (métricas de MIBs), tal y como observó en el Análisis de Redundancia.

Por otra parte, el procedimiento de pasos analíticos llevados a cabo en el presente trabajo permitió realizar el correcto filtrado de un total de 71 métricas de MIBs, de las cuales, 9 demostraron ser eficientes en la labor de discriminación entre aquellos sitios en condiciones conservadas (sitios de referencia) y sitios degradados. Además, dichas métricas aportaron información única (no redundante) sobre la condición ecológica de los ríos de la cuenca y demostraron tener poca variación en función de los parámetros ambientales naturales (estacionalidad e hidrometría).

Finalmente, el proceso descrito con anterioridad identificó incluso más de una métrica en tres de las cuatro categorías métricas especificadas en el marco conceptual, esto para la región ecológica de la cuenca de México. Las cuales, poseen todas las características deseables expresadas en la literatura: rango suficiente, capacidad de respuesta, poca variación natural e independencia de otras métricas. De este modo, el análisis biológico de los ríos de la cuenca a través de las métricas de MIBs, se propone como una alternativa viable en términos costo-beneficiosos y eficiente que acompañe a las evaluaciones de tipo fisicoquímico tradicionales

que se llevan a cabo en la mayoría de los gobiernos del mundo incluido el mexicano, con la finalidad de robustecer las herramientas de evaluación existentes y promover su integración dentro de la legislación nacional. Con el único objetivo de conservar los ecosistemas acuáticos nacionales, preservar sus servicios y garantizar su uso sostenible en el futuro.

Perspectivas a futuro

Debido a las escasas bases de datos gubernamentales actualizadas sobre el cambio de uso de suelo, es necesario afinar la metodología para determinar el grado de intervención antropogénica a escala de captación, para ello, se propone el uso de tecnologías como los vehículos aéreos no tripulados (drones) para capturar imágenes aéreas de alta resolución en el momento exacto de los muestreos que permitan identificar el porcentaje de cambio en el uso de suelo en el área de captación en estudios futuros dentro de la cuenca.

También es necesario hacer un muestreo más exhaustivo durante las diferentes temporadas climáticas de la cuenca para descartar la influencia que la temporalidad y/o la variación anual puedan tener sobre las métricas de MIBs. En este mismo sentido, se propone realizar un monitoreo temporal del caudal para determinar si particularmente esta variable tiene efectos sobre las métricas de MIBs, así como un monitoreo de los otros parámetros ambientales descritos en la metodología.

Por otra parte, utilizar herramientas de identificación molecular para los MIBs y experimentar con microcosmos, aportaría información sustancial sobre la autoecología de las especies de MIBs y, por lo tanto, ampliaría la gama de métricas disponibles que podrían ser probadas con la metodología propuesta en el presente trabajo en estudios posteriores.

El paso a seguir en estudios a futuro será la construcción de un MMI a través de la normalización de todas las métricas encontradas en el presente trabajo para que todas califiquen en una escala común y combinarlas así en un MMI final que ayude a determinar la condición ecológica de los ríos de la cuenca de México.

Finalmente, y con base en la información generada en esta tesis, se extienden las siguientes recomendaciones puntuales y con una perspectiva de gestión de los recursos hídricos en ecosistemas lóticos de montaña dentro de la cuenca de México o con condiciones similares en otras partes del mundo:

- I. Las evaluaciones de tipo local ya sean de la calidad del agua o de la calidad hidromorfológica, se aconseja que sean acompañadas con un análisis de la calidad del área de captación, para lo cual, se recomienda el uso de Sistemas de Información Geográfica (SIG) o softwares como Google Earth y la mayor cantidad de datos vectoriales actualizados posible para este cometido. Esto con la finalidad de entender el funcionamiento de perturbaciones antropogénicas a una escala más amplia y sus posibles efectos en los ecosistemas lóticos.
- II. Por otra parte, se recomiendan utilizar métricas enfocadas en grupos taxonómicos que sean sencillos de identificar a niveles taxonómicos no específicos como los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT), así como diferentes grupos funcionales, con el objetivo de que personas no especializadas puedan realizar una evaluación rápida de sus ecosistemas lóticos, ya que se ha demostrado su capacidad de respuesta eficiente a la perturbación antropogénica. Por lo cual, se hace un llamado a la introducción de estas métricas particulares en las evaluaciones de calidad del agua dentro de la legislación mexicana.

III. Finalmente, se recomienda poner especial atención a los posibles efectos que los gradientes ambientales naturales puedan llegar a tener sobre las comunidades biológicas, con el fin de poder diferenciar entre estos efectos y los propiamente provocados por actividades antropogénicas.

Bibliografía

Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., & Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos Andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas de Ecuador y Perú. *Limnética*, 28, 35–64.

Alberti, M. (2010). Maintaining ecological integrity and sustaining ecosystem function in urban areas. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2(3), 178-184.

Allan, J. D. (2004). Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35(1), 257–284.

Allan, J. D., & Johnson, L. (1997). Catchment-scale analysis of aquatic ecosystems. *Fresh Water Biology*, 37(1), 107-111.

Álvarez, H. A., & Rivas-Soto, M. A. (2022). Potential geographic distribution and ecological niche of New World dobsonflies (Megaloptera, Corydalidae): the case of the Neartic-Neotropical transition zone. *bioRxiv*.

APHA (American Public Health Association), American Water Works Association and Water Environmental Federation. (2005). *Standard methods for examination of water and wastewater* (21 ed.). Washington, DC: Port City Press.

Bailey, R. C., Scrimgeour, G., Coté, D., Kehler, D., Linke, S., & Cao, Y. (2012). Bioassessment of stream ecosystems enduring a decade of simulated degradation: lessons for the real world. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69(4), 784-796.

Baird, D. J., & Hajibabaei, M. (2012). Biomonitoring 2.0: a new paradigm in ecosystem assessment made possible by next-generation DNA sequencing. *Molecular Ecology*, 21(8), 2039-2044.

Baird, R. B., Eaton, A. D., & Clesceri, L. S. (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. E. W. Rice. <http://yabesh.ir/wp-content/uploads/2018/02/Standard-Methods-23rd-Perv.pdf>

Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J. B. (1999). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. EPA. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-02/documents/rapid-bioassessment-streams-rivers-1999.pdf>

Blackman, R. C., Mächler, E., Altermatt, F., Arnold, A., Beja, P., Boets, P., ... & Deiner, K. (2019). Advancing the use of molecular methods for routine freshwater macroinvertebrate biomonitoring—the need for calibration experiments. *Metabarcoding and Metagenomics*, 3, 49-57.

Bojorge-García M.G. (2013). Comunidades algales de afluentes de la presa Valle de Bravo, Estado de México. [Tesis de Doctorado, Universidad Nacional Autónoma de México]. <http://132.248.9.195/ptd2013/abril/0693026/Index.html>

Bojorge-García, M. (2006). Indicadores de la calidad del agua en el río Magdalena, México D.F. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. https://tesiunam.dgb.unam.mx/F/JN1G9V9AE44V2LDNG1LFHY3V5HXGX1XI3NNESQGCS4QPL4PN1R-06997?func=find-b&local_base=TES01&request=Indicadores+de+la+calidad+del+agua+en+el+r%C3%ADo

[+Magdalena&find_code=WRD&adjacent=N&filter_code_2=WYR&filter_request_2=&filter_code_3=WYR&filter_request_3=](#)

Brill, G., Anderson, P., & O'Farrell, P. (2017). Methodological and empirical considerations when assessing freshwater ecosystem service provision in a developing city context: Making the best of what we have. *Ecological Indicators*, 76, 256-274.

Bryce, S. A., Larsen, D. P., Hughes, R. M., & Kaufmann, P. R. (1999). Assessing relative risks to aquatic ecosystems: a mid-appalachian case study. *Journal of the American Water Resources Association*, 35(1), 23-36.

Bueno-Soria, J. (2010). *Guía de identificación ilustrada de los géneros de larvas de insectos del orden Trichoptera de México*. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Biología.

Burton, T. M., & Likens, G. E. (1973). The effect of strip-cutting on stream temperatures in the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. *Bioscience*, 23(7), 433-435.

Cao, Y., Hawkins, C. P., Olson, J., & Kosterman, M. A. (2007). Modeling natural environmental gradients improves the accuracy and precision of diatom-based indicators. *Journal of the North American Benthological Society*, 26(3), 566-585.

Carmona-Jiménez, J., & Caro-Borrero, A. (2017). The last peri-urban rivers of the Mexico Basin: establishment of potential reference conditions through the evaluation of ecological quality and biological indicators. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(2): 425-436.

Caro-Borrero, A., & Carmona-Jiménez, J. (2019). The use of macroinvertebrates and algae as indicators of riparian ecosystem services in the Mexican Basin: a morpho-functional approach. *Urban Ecosystems*, 22(6), 1187-1200.

Caro-Borrero, A., Carmona Jimenez, J., & Mazari Hiriart, M. (2016). Evaluation of ecological quality in peri-urban rivers in Mexico City: a proposal for identifying and validating reference sites using benthic macroinvertebrates as indicators. *Journal of Limnology*, 75.

Caro-Borrero, A., Carmona-Jiménez, J., Márquez-Santamaría, K., & Reyes-Celis, J. (2021). Propuesta para el uso de macroinvertebrados bentónicos en la evaluación de calidad ecológica de los ríos de montaña de la cuenca de México: BEMEQL. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. Artículo en revision.

Caro-Borrero, S. (2020). El potencial riesgo ambiental de los ríos de la cuenca de México. [Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México].

Changnon, S. A., & Demissie, M. (1996). Detection of changes in streamflow and floods resulting from climate fluctuations and land use-drainage changes. *Climatic change*, 32(4), 411-421.

Chen, K., Hughes, R. M., Xu, S., Zhang, J., Cai, D., & Wang, B. (2014). Evaluating performance of macroinvertebrate-based adjusted and unadjusted multi-metric indices (MMI) using multi-season and multi-year samples. *Ecological Indicators*, 36, 142-151.

Chen, K., Hughes, R. M., Xu, S., Zhang, J., Cai, D., & Wang, B. (2014). Evaluating performance of macroinvertebrate-based adjusted and unadjusted multi-metric indices (MMI) using multi-season and multi-year samples. *Ecological Indicators*, 36, 142-151.

Chester, R. K. (1980). Biological monitoring working party. The 1978 national testing exercise. *Department of the Environment. Water Data Unit Technical Memorandum*, 19, 1-37.

Connolly, N. M., Crossland, M. R., & Pearson, R. G. (2004). Effect of low dissolved oxygen on survival, emergence, and drift of tropical stream macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 23(2), 251-270.

Cortes, R. M. V., Hughes, S. J., Pereira, V. R., & Varandas, S. D. G. P. (2013). Tools for bioindicator assessment in rivers: The importance of spatial scale, land use patterns and biotic integration. *Ecological Indicators*, 34, 460-477.

Cuevas, M., Garrido, A., Pérez, J., & González, D. (2010). *Procesos de cambio de uso de suelo y degradación de la vegetación natural*. En: Cotler, H., coord. Las Cuencas Hidrográficas de México. Diagnóstico y priorización. SEMARNAT, INE y Fundación G. Río Arronte IAP. <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/639/procesos.pdf>

Cummins, K. W., Merritt, R. W., & Andrade, P. C. (2005). The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40(1): 69-89.

Domínguez, E., & Fernández, H. R. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Tucumán, Argentina. https://www.researchgate.net/profile/Eduardo-Dominguez/publication/260417584_Macroinvertebrados_bentonicos_Sudamericanos_Sistematica_y_Biologia/links/00b7d5310f9a6c1839000000/Macroinvertebrados-bentonicos-Sudamericanos-Sistematica-y-Biologia.pdf

Eastwood, A., Brooker, R., Irvine, R. J., Artz, R. R. E., Norton, L. R., Bullock, J. M., Ross, L., Fielding D., Ramsay, S., Anderson, W., Dugan, D., Cooksley, S., & Pakeman, R. J. (2016). Does nature conservation enhance ecosystem services delivery?. *Ecosystem Services*, 17, 152-162.

Feld, C. K. (2005). *Assessing hydromorphological degradation of sand-bottom lowland rivers in Central Europe using benthic macroinvertebrates*. University of Duisburg-Essen. <https://www.youscribe.com/catalogue/documents/savoirs/assessing-hydromorphological-degradation-of-sand-bottom-lowland-1422826>

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

Fundación UNAM. (2019). La UNAM te explica: la historia hidrológica de la cuenca de México. <https://www.fundacionunam.org.mx/ecopuma/la-unam-te-explica-la-historia-hidrologica-de-la-cuenca-de-mexico/>

García, E. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Universidad Nacional Autónoma de México. <http://www.librooa.unam.mx/handle/123456789/1372>

Gopal, B. (2016). A conceptual framework for environmental flows assessment based on ecosystem services and their economic valuation. *Ecosystem Services*, 21, 53-58.

Gore, J. A., & Banning, J. (2017). Discharge measurements and streamflow analysis. *In Methods in Stream Ecology*, 1, 49-70.

Greffard, M. H., Saulnier-Talbot, É., & Gregory-Eaves, I. (2011). A comparative analysis of fine versus coarse taxonomic resolution in benthic chironomid community analyses. *Ecological Indicators*, 11(6), 1541-1551.

Grimm, N. B., Grove, J. G., Pickett, S. T., & Redman, C. L. (2000). Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems: Urban ecological systems present multiple challenges to ecologists-Pervasive human impact and extreme heterogeneity of cities, and the need to integrate social and ecological approaches, concepts, and theory. *BioScience*, 50(7), 571-584.

Guecker, B., Boechat, I. G., & Giani, A. (2009). Impacts of agricultural land use on ecosystem structure and whole-stream metabolism of tropical Cerrado streams. *Freshwater Biology*, 54(10), 2069-2085.

Gunderson, L. H., Cosens, B., & Garmestani, A. S. (2016). Adaptive governance of riverine and wetland ecosystem goods and services. *Journal of Environmental Management*, 183, 353-360.

Hawkins, C. P. (2006). Maintaining and restoring the ecological integrity of freshwater ecosystems: improving management by refining biological assessments. *Ecological Applications*, 16, 1249.

Hawkins, C. P., Olson, J. R., & Hill, R. A. (2010). The reference condition: predicting benchmarks for ecological and water-quality assessments. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), 312-343.

Hering, D., Feld, C. K., Moog, O., & Ofenböck, T. (2006). Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems:

experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*, 566, 311-324.

Hughes, R. M., Herlihy, A. T., & Kaufmann, P. R. (2010). An evaluation of qualitative indexes of physical habitat applied to agricultural streams in ten US states. *Journal of the American Water Resources Association*, 46(4), 792-806.

Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., Herlihy, A. T., Kincaid, T. M., Reynolds, L., & Larsen, D. P. (1998). A process for developing and evaluating Indices of fish assemblage integrity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55(7), 1618–1631. doi:10.1139/f98-060

Hussain, Q. A., & Pandit, A. K. (2012). Macroinvertebrates in streams: A review of some ecological factors. *International Journal of Fisheries and Aquaculture*, 4(7), 114-123.

Hynes, H. B. N. (1975). The stream and its valley: With 4 figures and 2 tables in the text. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 19(1), 1-15.

Jacobsen, D. (1998). The effect of organic pollution on the macroinvertebrate fauna of Ecuadorian highland streams. *Archiv für Hydrobiologie*, 179-195.

Jacobsen, D. (2008). Tropical High-Altitude Streams. *Tropical Stream Ecology*, 219–VIII.

Januschke, K., Jähnig, S. C., Lorenz, A. W., & Hering, D. (2014). Mountain riverrestoration measures and their success (ion): effects on river morphology, local species pool, and functional composition of three organism groups. *Ecological Indicators*, 38, 243–255.

Jerves-Cobo, R., Everaert, G., Iñiguez-Vela, X., Córdova-Vela, G., Díaz-Granda, C., Cisneros, F., Nopens, I., & Goethals, P. L. (2017). A methodology to model environmental preferences of EPT taxa in the Machangara river basin (Ecuador). *Water*, 9(3), 195.

João Feio, M., Reynoldson, T. B., & Graça, M. A. (2006). Effect of seasonal changes on predictive model assessments of streams water quality with macroinvertebrates. *International Review of Hydrobiology*, 91(6), 509-520.

Jonsson, M., Deleu, P., & Malmqvist, B. (2013). Persisting effects of river regulation on emergent aquatic insects and terrestrial invertebrates in upland forests. *River Research and Applications*, 29(5): 537-547.

Karr, J. R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6), 21

Klemm, D. J., Blocksom, K. A., Fulk, F. A., Herlihy, A. T., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., Peck, D., Stoddard, J., Thoeny, W., Griffith M., & Davis, W. S. (2003). Development and evaluation of a macroinvertebrate biotic integrity index (MBII) for regionally assessing Mid-Atlantic Highlands streams. *Environmental Management*, 31(5), 0656-0669.

Lagos, I. J., & Vargas, J. A. (2003). Sistema de familias de distribuciones de Johnson, una alternativa para el manejo de datos no normales en cartas de control. *Revista Colombiana de Estadística*, 26(1), 25-40.

Legorreta J. (2009). *Ríos, lagos y manantiales del Valle de México*. Ciudad de México, México.

Lenat, D. R., & Crawford, J. K. (1994). Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. *Hydrobiologia*, 294(3), 185-199.

Leung, A. S., & Dudgeon, D. (2011). Scales of spatiotemporal variability in macroinvertebrate abundance and diversity in monsoonal streams: detecting environmental change. *Freshwater Biology*, 56(6), 1193-1208.

Li, L., Zheng, B., & Liu, L. (2010). Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: definitions, approaches and trends. *Procedia environmental sciences*, 2, 1510-1524.

Ligeiro, R., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., Macedo, D. R., Firmiano, K. R., Ferreira, W. R., Oliveira, D., Melo, A., & Callisto, M. (2013). Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. *Ecological Indicators*, 25, 45-57.

López-Morales, C. A., & Mesa-Jurado, M. A. (2017). Valuation of hidden water ecosystem services: the replacement cost of the aquifer system in Central Mexico. *Water*, 9(8), 571.

Macedo, D. R., Hughes, R. M., Ferreira, W. R., Firmiano, K. R., Silva, D. R., Ligeiro, R., Kaufmann P., & Callisto, M. (2016). Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams. *Ecological Indicators*, 64, 132-141.

Macedo, D. R., Hughes, R. M., Ligeiro, R., Ferreira, W. R., Castro, M. A., Junqueira, N. T., Oliveira, D., Firmiano, K., Kaufmann, P., Pompeu, P., & Callisto, M. (2014). The

relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in cerrado biome streams. *Landscape Ecology*, 29(6): 1001-1016.

Macedo, D. R., Hughes, R. M., Ligeiro, R., Ferreira, W. R., Castro, M. A., Junqueira, N. T., Oliveira, D., Firmiano, K., Kaufmann, P., Pompeu, P., & Callisto, M. (2014). The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in cerrado biome streams. *Landscape Ecology*, 29(6), 1001-1016.

Mandaville, S. M. (2002). *Benthic macroinvertebrates in freshwaters: Taxa tolerance values, metrics, and protocols*. Nova Scotia: Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax.

<https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.516.2776&rep=rep1&type=pdf>

McCafferty, W. P. (1983). *Aquatic entomology: the fishermen's and ecologists' illustrated guide to insects and their relatives*. Jones & Bartlett Learning.

<https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=wiTq7x->

[fi_0C&oi=fnd&pg=PR13&dq=McCafferty,+W.+P.+\(1983\).+Aquatic+entomology:+the+fishermen%27s+and+ecologists%27+illustrated+guide+to+insects+and+their+relatives.+Jones+%26+Bartlett+Learning.&ots=1VOiHJaGWu&sig=q8X6ZOevsO5p2Uq-raaAhLH-jr4](https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=wiTq7x-fi_0C&oi=fnd&pg=PR13&dq=McCafferty,+W.+P.+(1983).+Aquatic+entomology:+the+fishermen%27s+and+ecologists%27+illustrated+guide+to+insects+and+their+relatives.+Jones+%26+Bartlett+Learning.&ots=1VOiHJaGWu&sig=q8X6ZOevsO5p2Uq-raaAhLH-jr4)

Mebane, C. A., Maret, T. R., & Hughes, R. M. (2003). An index of biological integrity (IBI) for Pacific Northwest rivers. *Transactions of the American Fisheries Society*, 132(2), 239-261.

Merritt, R. W., Cummins, K. W., & Berg, M. B. (2008). *An introduction to the aquatic insects of North America (4th ed.)*. Dubuque, Kendall/Hant Publishing Company.

Mesa, L. M., Reynaga, M. C., Correa, M. del V., & Sirombra, M. G. (2013). Effects of anthropogenic impacts on benthic macroinvertebrates assemblages in subtropical mountain streams. *Iheringia. Série Zoologia*, 103(4), 342–349.

Millennium Ecosystem Assessment (MEA). (2005). *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island Press, Washington, DC.
<http://biblioteca.cehum.org/bitstream/123456789/143/1/Millennium%20Ecosystem%20Assessment.%20ECOSYSTEMS%20AND%20HUMAN%20WELL-BEING%20WETLANDS%20AND%20WATER%20Synthesi.pdf>

Mooser, F. (1975). *Historia Geológica de la Cuenca de México, en Memoria de las Obras de Drenaje Profundo del Distrito Federal: México D.F.* Departamento del Distrito Federal.

https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_nlinks&ref=7144692&pid=S1026-8774200800010001000049&lng=es

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

Norris, R. H., & Thoms, M. C. (1999). What is river health? *Freshwater Biology*, 41(2), 197–209.

O'connor, R. J., Walls, T. E., & Hughes, R. M. (2000). Using multiple taxonomic groups to index the ecological condition of lakes. *Environmental Monitoring and Assessment*, 61(2), 207-229.

Oliveira, R. B. S., Mugnai, R., Castro, C. M., Baptista, D. F., & Hughes, R. M. (2011). Towards a rapid bioassessment protocol for wadeable streams in Brazil: development of a multimetric index based on benthic macroinvertebrates. *Ecological Indicators*, 11(6), 1584-1593.

Ortíz, R. (2017). La calidad hidrogeomorfológica de la cuenca de México: una propuesta metodológica para reconocer la calidad del ecosistema de Ribera. [Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México]. https://tesiunam.dgb.unam.mx/F/QI4817PIHSUD7YTDEXDUUYR9M92AA5L7SBXASQ/Q5PNA7NQNNFQ-62473?func=full-set-set&set_number=580918&set_entry=000010&format=999

Paul, M. J., & Meyer, J. L. (2001). Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32(1), 333-365.

Pérez-Munguía, R. M., Pineda-López, R., Torres García, U. T., & López, R. P. (2005). Diseño de un índice de integridad biótica, para ríos y arroyos del centro de México, usando las asociaciones de macroinvertebrados. *Entomología mexicana*, 4, 241-245.

Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R., & Stromberg, J. C. (1997). The natural flow regime. *BioScience*, 47(11), 769-784.

Quinn, J. M., Cooper, A. B., Davies-Colley, R. J., Rutherford, J. C., & Williamson, R. B. (1997). Land use effects on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in Waikato, New Zealand, hill-country streams. *New Zealand journal of marine and freshwater research*, 31(5), 579-597.

Quinn, J. M., Steele, G. L., Hickey, C. W., & Vickers, M. L. (1994). Upper thermal tolerances of twelve New Zealand stream invertebrate species. *New Zealand journal of marine and freshwater research*, 28(4), 391-397.

Rapport, D. J. (1989). What constitutes ecosystem health?. *Perspectives in Biology and Medicine*, 33(1), 120-132.

Rawer-Jost, C., Zenker, A., & Böhmer, J. (2004). Reference conditions of German stream types analysed and revised with macroinvertebrate fauna. *Limnologica*, 34(4), 390-397.

Reyes-Celis, J.J. (2021). Propuesta del valor indicador para las familias de macroinvertebrados bentónicos en ríos de la cuenca de México. [Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México].
https://tesiunam.dgb.unam.mx/F/7HPTG1KEBMM4IH6CEPJBUNTK1MADGSMH6V66KAVF39KAIC48JF-10329?func=service&doc_library=TES01&doc_number=000811707&line_number=0001&func_code=WEB-BRIEF&service_type=MEDIA

Rosenberg, D. M., McCully, P., & Pringle, C. M. (2000). Global-scale environmental effects of hydrological alterations: introduction. *BioScience*, 50(9), 746-751.

Roset, N., Grenouillet, G., Goffaux, D., Pont, D., & Kestemont, P. (2007). A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. *Fisheries Management and Ecology*, 14(6), 393-405.

Rutherford, J. C., Blackett, S., Blackett, C., Saito, L., & Davies-Colley, R. J. (1997). Predicting the effects of shade on water temperature in small streams. *New Zealand journal of marine and freshwater research*, 31(5), 707-721.

Sánchez-Montoya, M. M., Vidal-Abarca, M. R., Puntí, T., Poquet, J. M., Prat, N., Rieradevall, M., Alba-Tercedor, J., Zamora, C., Toro, M., Álvarez, M., & Suárez, M. L. (2009). Defining criteria to select reference sites in Mediterranean streams. *Hydrobiologia*, 619(1), 39–54.

Scott, M. C., & Hall Jr, L. W. (1997). Fish assemblages as indicators of environmental degradation in Maryland coastal plain streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 126(3), 349-360.

Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2008). El Túnel Emisor Oriente duplicará la capacidad del drenaje profundo del Valle de México. https://web.archive.org/web/20131004214213/http://www.atl.org.mx/aguadf/images/docs/Folleto_El_Tunel_Emisor_Oriente.pdf

Sponseller, R. A., Benfield, E. F., & Valett, H. M. (2001). Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater biology*, 46(10), 1409-1424.

Stoddard, J. L., Herlihy, A. T., Peck, D. V., Hughes, R. M., Whittier, T. R., & Tarquinio, E. (2008). A process for creating multimetric Índices for large-scale aquatic surveys. *Journal of the North American Benthological Society*, 27(4), 878–891.

Suen, J. P., & Eheart, J. W. (2006). Reservoir management to balance ecosystem and human needs: Incorporating the paradigm of the ecological flow regime. *Water resources research*, 42(3).

Swank, W. T., Swift, J. L., & Douglass, J. E. (1988). *Streamflow changes associated with forest cutting, species conversions, and natural disturbances*. Springer. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4612-3732-7_22

Torres-Olvera, M. J., Durán-Rodríguez, O. Y., Torres-García, U., Pineda-López, R., & Ramírez-Herrejón, J. P. (2018). Validation of an index of biological integrity based on aquatic macroinvertebrates assemblages in two subtropical basins of central Mexico. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 46(5), 945-960.

Trautwein, C., Schinegger, R., & Schmutz, S. (2012). Cumulative effects of land use on fish metrics in different types of running waters in Austria. *Aquatic Sciences*, 74(2), 329-341.

Turner, M. G., Gardner, R. H., O'Neill, R. V., & O'Neill, R. V. (2001). *Landscape ecology in theory and practice* (Vol. 401). Springer New York. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/978-1-4939-2794-4.pdf>

Vander Laan, J. J. (2012). Environmental assessment of streams: linking land use, instream stressors, and biological indices to infer likely causes of ecological impairment. Utah State University. <https://www.proquest.com/docview/1074790652?pq-origsite=gscholar&fromopenview=true>

Vannote, R. L., & Sweeney, B. W. (1980). Geographic analysis of thermal equilibria: a conceptual model for evaluating the effect of natural and modified thermal regimes on aquatic insect communities. *The American Naturalist*, 115(5), 667-695.

Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1), 130-137.

Verdonschot, P. F., & Moog, O. (2006). Tools for assessing European streams with macroinvertebrates: major results and conclusions from the STAR project. *Hydrobiologia*, 566(1), 299-309.

Vidal-Abarca, M. R., Suárez-Alonso, M. L., Santos-Martín, F., Martín-López, B., Benayas, J., & Montes, C. (2014). Understanding complex links between fluvial ecosystems and social indicators in Spain: An ecosystem services approach. *Ecological Complexity*, 20, 1-10.

Walsh, C. J., Roy, A. H., Feminella, J. W., Cottingham, P. D., Groffman, P. M., & Morgan, R. P. (2005). The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3), 706-723.

Wang, L., Brenden, T., Seelbach, P., Cooper, A., Allan, D., Clark, R., & Wiley, M. (2008). Landscape based identification of human disturbance gradients and reference conditions for Michigan streams. *Environmental Monitoring and Assessment*, 141(1), 1-17.

Ward, J. V., & Stanford, J. A. (1982). Thermal responses in the evolutionary ecology of aquatic insects. *Annual review of entomology*, 27(1), 97-117.

Waters, T. F. (1995). Sediment in streams. Sources, biological effects, and control. *American fisheries society monograph*.

Webster, J. R., M. E. Gurtz, J. J. Hains, J. L. Meyer, W. T. Swank, J. B. Waide & J. B. Wallace (1983). *Stability of stream ecosystems*. Plenum Press.

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

Whittier, T. R., Hughes, R. M., Stoddard, J. L., Lomnický, G. A., Peck, D. V., & Herlihy, A. T. (2007). A structured approach for developing indices of biotic integrity: three examples from streams and rivers in the western USA. *Transactions of the American Fisheries Society*, 136(3), 718-735.

Whittier, T. R., Stoddard, J. L., Hughes, R. M., & Lomnický, G. A. (2006). Associations among catchment-and site-scale disturbance indicators and biological assemblages at least-and most-disturbed stream and river sites in the western United States. *In American Fisheries Society Symposium*, 48(48), 641-664.

Whittier, T. R., Stoddard, J. L., Larsen, D. P., & Herlihy, A. T. (2007). Selecting reference sites for stream biological assessments: Best professional judgment or objective criteria. *Journal of the North American Benthological Society*, 26(2), 349-360.

Woodiwiss, F. (1964). The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry & Industry*, 11, 443-447.

Anexos

Anexo I. Cuadro que muestra las distancias euclidianas arrojadas por el análisis de cluster en función de los cambios hidrológicos (escurrimiento y precipitación) de las subcuencas que conforman la cuenca de México.

Número de conglomerados	Distancia	Líder	Subordinado
9	0.008	La Colmena	Cuautitlán
8	0.113	Amecameca-Canal Nacional	Apatlaco
7	0.297	Amecameca-Canal Nacional	Coatlaco
6	0.755	Amecameca-Canal Nacional	Viborillas
5	0.873	La Magdalena-Eslava	San Rafael
4	1.025	La Colmena	Ildefonso
3	1.068	Amecameca-Canal Nacional	Coaxcacoaco
2	2.611	Amecameca-Canal Nacional	La Magdalena- Eslava
1	2.749	Amecameca-Canal Nacional	La Colmena

Anexo II. Métricas recopiladas de la literatura que utiliza a los macroinvertebrados bentónicos en la evaluación de los ecosistemas acuáticos epicontinentales. En el cuadro se muestra el nombre de la métrica, el grado de resolución taxonómica necesario para aplicar la métrica y la respuesta esperada a la perturbación.

Además, se muestran los taxones asociados a cada métrica y las citas bibliográficas que respaldan su uso.

Métrica	Grado de resolución taxonómica	Datos de entrada	Clasificación	Respuesta esperada a la perturbación	Cita	Taxones
Porcentaje de dominancia a nivel de familia (%DF)	Media - Nivel de familia	Abundancia de la familia numéricamente dominante en relación con el número total de organismos en la muestra	Diversidad y dominancia	Incrementa	Mandaville, 2002; Plafkin <i>et al.</i> , 1989	Todos los taxones
% Chironomidae	Baja - Nivel de familia	Abundancia de los macroinvertebrados clasificados como Chironomidae entre el total de macroinvertebrados de la muestra x 100	Diversidad y dominancia	Incrementa	Macedo <i>et al.</i> , 2016	Chironomidae Orthoclaadiinae Chironomini Tanypodinae
% Hirudinea	Muy baja - Nivel de Subclase	Abundancia de la subclase Hirudinea entre el total de individuos de la muestra x 100	Diversidad y dominancia	Incrementa	Macedo <i>et al.</i> , 2016	Hirudinea
% Oligochaeta	Muy baja - Nivel de Clase	Abundancia de la clase Oligochaeta entre el total de individuos de la muestra x 100	Diversidad y dominancia	Incrementa	Macedo <i>et al.</i> , 2016	Oligochaeta
Suma de los cinco taxones más dominantes	Muy baja, baja, media o alta - Nivel de orden, familia, género o especie	Abundancia de las cinco familias dominantes de toda la muestra	Diversidad y dominancia	Incrementa	Fierro <i>et al.</i> , 2018; Macedo <i>et al.</i> , 2016	Depende del sitio
Índice de diversidad de Shannon	Media o alta - Nivel de familia, género o especie	Fórmula propuesta por Shannon-Wiener	Diversidad y dominancia	Decrece	Fierro <i>et al.</i> , 2018; Macedo <i>et al.</i> , 2016	Todos los taxones
Índice de diversidad de Simpson	Media o alta - Nivel de familia, género o especie	Fórmula propuesta por Simpson	Diversidad y dominancia	Decrece	Fierro <i>et al.</i> , 2018; Macedo <i>et al.</i> , 2017	Todos los taxones

Índice de diversidad de Margalef	Media o alta - Nivel de familia, género o especie	Fórmula propuesta por Margalef	Diversidad y dominancia	Decrece	Fierro <i>et al.</i> , 2018; Macedo <i>et al.</i> , 2018	Todos los taxones
Riqueza y % de macroinvertebrados depredadores	Media o alta - Nivel de familia o género	Riqueza de familias o géneros clasificados como depredadores Abundancia total de organismos clasificados como depredadores entre el total de macroinvertebrados de la muestra x 100	Rasgos ecológicos y biológicos	Decrece	Fierro <i>et al.</i> , 2018; Macedo <i>et al.</i> , 2016	Taxones depredadores (falta especificar)
Proporción de raspadores / filtradores	Media o alta - Nivel de familia o género	Total de macroinvertebrados clasificados como raspadores sobre el total de macroinvertebrados clasificados como filtradores	Rasgos ecológicos y biológicos	Variable	Mandaville, 2002; Plafkin <i>et al.</i> , 1989	Taxones filtradores y raspadores (falta especificar)
Riqueza y % de trituradores	Media o alta - Nivel de familia o género	Familias clasificadas como trituradoras Total de macroinvertebrados clasificados como trituradores sobre el total de macroinvertebrados de la muestra x 100	Rasgos ecológicos y biológicos	Decrece	Fierro <i>et al.</i> , 2018; Macedo <i>et al.</i> , 2016; Mandaville, 2002; Plafkin <i>et al.</i> , 1989	Taxones trituradores (falta especificar)
Riqueza y % de filtradores	Media o alta - Nivel de familia o género	Familias clasificadas como filtradores Abundancia de filtradores entre el total de macroinvertebrados x 100	Rasgos ecológicos y biológicos	Variable	Fierro <i>et al.</i> , 2018; Macedo <i>et al.</i> , 2016	Taxones filtradores (falta especificar)
Riqueza y % de recolectores	Media o alta - Nivel de familia o género	Familias clasificadas como recolectores Abundancia de recolectores entre el total de macroinvertebrados x 100	Rasgos ecológicos y biológicos	Variable	Fierro <i>et al.</i> , 2018; Macedo <i>et al.</i> , 2016	Taxones recolectores (falta especificar)

Riqueza y % de raspadores	Media o alta - Nivel de familia o género	Familias clasificadas como raspadores Abundancia de raspadores entre el total de macroinvertebrados x 100	Rasgos ecológicos y biológicos	Decrece	Fierro <i>et al.</i> , 2018; Macedo <i>et al.</i> , 2016	Taxones raspadores (falta especificar)
Riqueza y % de Plecoptera	Baja o media - Nivel de orden o familia	Total de familias clasificadas como Plecoptera Abundancia de plecopteros entre el total de macroinvertebrados x 100	Riqueza y composición	Decrece	Fierro <i>et al.</i> , 2018; Macedo <i>et al.</i> , 2016	Perlodidae, Perlidae, Amphinemura, Ostrocerca
Riqueza taxonómica total	Media o alta - Nivel de familia o género	Total de familias o géneros por sitio	Riqueza y composición	Decrece	Torres-Olvera <i>et al.</i> , 2018; Mandaville, 2002	Todos los taxones
Riqueza y % de ETOs (Ephemeroptera, Plecoptera y Odonata)	Baja - Nivel de orden	Total de familias que estén representadas dentro de los tres órdenes	Riqueza y composición	Decrece	Mandaville, 2002; Gerritsen <i>et al.</i> , 1998	Baetis Callibaetis Dipheter Camelobaetidius Centroptilum Ameletus Epeorus Stenacron Rhithrogena Macdunnoa Cinygma* Cinygmula*, Nixe*. Acanthomola*, Leucrocuta*
Riqueza y % de EPT (Ephemeroptera,	Baja - Nivel de orden	Total de familias que estén representadas dentro de los tres	Riqueza y composición	Decrece	Mandaville, 2002;	Perlodidae, Perlidae, Amphinemura, Ostrocerca Baetis Callibaetis

Plecoptera y Trichoptera)		órdenes Abundancia de los tres órdenes entre el total x 100			Plafkin <i>et al.</i> , 1989	<p>Dipheter Camelobaetidius</p> <p>Centroptilum Ameletus Epeorus Stenacron Rhithrogena Macdunnoa Cinygma* Cinygmula*, Nixe*. Acanthomola*, Leucrocuta*</p> <p>Perlodidae, Perlidae, Amphinemura, Ostrocerca</p> <p>Atopsyche</p> <p>Hesperophylax, Limnephilus</p> <p>Polycentropus, Cyrnellus</p> <p>Xiphocentron</p> <p>Glossosoma Helicopsyche Lepidostoma</p> <p><i>Baetis</i> <i>Callibaetis</i></p> <p><i>Dipheter</i> <i>Camelobaetidius</i></p>
Riqueza y % de Ephemeroptera	Baja - Nivel de orden	Total de familias que estén representadas dentro del orden Ephemeroptera Abundancia de Ephemeroptera entre la abundancia total x 100	Riqueza y composición	Decrece	Macedo <i>et al.</i> , 2016	<p><i>Centroptilum</i> <i>Ameletus</i> <i>Epeorus</i> <i>Stenacron</i> <i>Rhithrogena</i> <i>Macdunnoa</i></p>

Riqueza y % de Odonata	Media - Nivel de familia	Todas las familias que pertenezcan a la clase Odonata Abundancia total de Odonata entre la abundancia total x 100	Riqueza y composición	Decrece	Macedo <i>et al.</i> , 2016	<i>Cinygma*</i> <i>Cinygmula*</i> , <i>Nixe*</i> , <i>Acanthomola*</i> , <i>Leucrocuta*</i>
Abundancia de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera)	Baja - Nivel de orden	Abundancia de familias que estén representadas dentro de los tres órdenes	Riqueza y composición	Decrece	Gouissi <i>et al.</i> , 2019; Fierro <i>et al.</i> , 2018	<i>Baetis</i> <i>Callibaetis</i> <i>Dipheter</i> <i>Camelobaetidius</i> <i>Centroptilum</i> <i>Ameletus</i> <i>Epeorus</i> <i>Stenacron</i> <i>Rhithrogena</i> <i>Macdunnoa</i> <i>Cinygma*</i> <i>Cinygmula*</i> , <i>Nixe*</i> , <i>Acanthomola*</i> , <i>Leucrocuta*</i>
						<i>Perlodidae</i> , <i>Perlidae</i> , <i>Amphinemura</i> , <i>Ostrocerca</i> <i>Atopsyche</i> <i>Hesperophylax</i> , <i>Limnephilus</i> <i>Polycentropus</i> , <i>Cyrnellus</i> <i>Xiphocentron</i> <i>Glossosoma</i>

						<i>Helicopsyche</i> <i>Lepidostoma</i>
						<i>Baetis</i> <i>Callibaetis</i>
						<i>Dipheter</i> <i>Camelobaetidius</i>
						<i>Centroptilum</i> <i>Ameletus</i> <i>Epeorus</i> <i>Stenacron</i> <i>Rhithrogena</i> <i>Macdunnoa</i> <i>Cinygma*</i> <i>Cinygmula*</i> ,
						<i>Nixe*</i> , <i>Acanthomola*</i> , <i>Leucrocuta*</i>
Abundancia de EPT / Chironomidae (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera)	Baja o media - Nivel de orden y familia	Abundancia de familias que estén representadas dentro de los tres órdenes entre el total de macroinvertebrados clasificados como Chironomidae	Riqueza y composición	Decrece	Gouissi <i>et al.</i> , 2019	<i>Perlodidae</i> , <i>Perlidae</i> , <i>Amphinemura</i> , <i>Ostrocerca</i>
						<i>Atopsyche</i> <i>Hesperophylax</i> , <i>Limnephilus</i> <i>Polycentropus</i> , <i>Cyrnellus</i> <i>Xiphocentron</i> <i>Glossosoma</i> <i>Helicopsyche</i> <i>Lepidostoma</i>
						Chironomidae
Abundancia total	No aplica	Abundancia total de la muestra de cada sitio	Riqueza y composición	Decrece	Macedo <i>et al.</i> , 2016	Todos los taxones
				Decrece		<i>Atopsyche</i>

Riqueza y % de Trichoptera	Baja o media - Nivel de orden o familia	Total de familias clasificadas como Trichoptera Abundancia de Trichoptera entre la abundancia total x 100	Riqueza y composición		Fierro <i>et al.</i> , 2018; Macedo <i>et al.</i> , 2016	<i>Hesperophylax</i> , <i>Limnephilus</i> <i>Polycentropus</i> , <i>Cyrnellus</i> <i>Xiphocentron</i> <i>Glossosoma</i> <i>Helicopsyche</i> <i>Lepidostoma</i>
Riqueza y % de Coleoptera	Baja o media - Nivel de orden o familia	Total de familias clasificadas como Coleoptera Abundancia de Coleoptera entre la abundancia total x 100	Riqueza y composición	Decrece	Fierro <i>et al.</i> , 2018; Macedo <i>et al.</i> , 2016	<i>Stenelmis</i> <i>Heterelmis</i> <i>Lara</i> <i>Hydrochara</i> <i>Rhantus</i> <i>Brachyvatus</i> <i>Orthoclaadiinae</i>
Riqueza y % de Diptera	Baja o media - Nivel de orden o familia	Total de familias clasificadas como Diptera Abundancia de Diptera entre la abundancia total x 100	Riqueza y composición	Decrece	Fierro <i>et al.</i> , 2018; Macedo <i>et al.</i> , 2016	<i>Chironomini</i> <i>Tanypodinae</i> <i>Simulium</i> <i>Tipula</i> <i>Dixa</i> <i>Antocha</i> <i>Hexatoma</i> <i>Forcipomyia</i> <i>Stenelmis</i> <i>Heterelmis</i> <i>Lara</i> <i>Hydrochara</i> <i>Rhantus</i> <i>Brachyvatus</i>
Riqueza y % de Insecta	Muy baja, baja, media o alta - Nivel de orden, familia, género o especie	Total de familias clasificadas como Insecta Abundancia de Insecta entre la abundancia total x 100	Riqueza y composición	Decrece	Fierro <i>et al.</i> , 2018; Macedo <i>et al.</i> , 2016	<i>Orthoclaadiinae</i> <i>Chironomini</i> <i>Tanypodinae</i> <i>Simulium</i> <i>Tipula</i> <i>Dixa</i> <i>Antocha</i> <i>Hexatoma</i>

						<i>Forcipomyia</i> <i>Baetis</i> <i>Callibaetis</i> <i>Dipheter</i> <i>Camelobaetidius</i> <i>Centroptilum</i> <i>Ameletus</i> <i>Epeorus</i> <i>Stenacron</i> <i>Rhithrogena</i> <i>Macdunnoa</i> <i>Cinygma*</i> <i>Cinygmula*</i> , <i>Nixe*</i> , <i>Acanthomola*</i> , <i>Leucrocuta*</i> <i>Amphinemura</i> , <i>Ostrocerca*</i> <i>Atopsyche</i> <i>Hesperophylax</i> , <i>Limnephilus</i> <i>Polycentropus</i> , <i>Cyrnellus</i> <i>Xiphocentron</i> <i>Glossosoma</i> <i>Helicopsyche</i> <i>Lepidostoma</i>
Riqueza y % de no Insecta	Muy baja, baja, media o alta - Nivel de orden, familia, género o especie	Total de familias clasificadas como no Insecta Abundancia de no Insecta entre la abundancia total x 100	Riqueza y composición	Decrece	Fierro <i>et al.</i> , 2018; Macedo <i>et al.</i> , 2016	Hirudinea Acari Oligochaeta Hyalellidae Dugesidae Perlodidae, Perlidae, Amphinemura, Ostrocerca
Riqueza de Ephemeroptera y Plecoptera	Muy baja, baja, media o alta - Nivel de orden, familia, género o especie	Todas las familias que estén representadas dentro de los dos órdenes	Riqueza y composición	Decrece	Fierro <i>et al.</i> , 2018; Macedo <i>et al.</i> , 2016	<i>Atopsyche</i>

						<i>Hesperophylax</i> , <i>Limnephilus</i> <i>Polycentropus</i> , <i>Cyrnellus</i> <i>Xiphocentron</i> <i>Glossosoma</i> <i>Helicopsyche</i> <i>Lepidostoma</i>
Riqueza de organismos "sin patas"	Muy baja, baja, media o alta - Nivel de orden, familia, género o especie	Todas las clases, subclases o familias que no presenten patas para su movilidad	Riqueza y composición	Incrementa	Fierro <i>et al.</i> , 2018; Macedo <i>et al.</i> , 2016	Hirudinea Dugesiidae Oligochaeta
Riqueza y % de Megaloptera	Baja, media o alta - Nivel de familia, género o especie	Todas las familias que estén representadas dentro del orden Megaloptera Abundancia de Megaloptera entre la abundancia total x 100	Riqueza y composición	Decrece	Macedo <i>et al.</i> , 2016	Sin taxones
Riqueza y % de Heteroptera	Baja, media o alta - Nivel de familia, género o especie	Todas las familias que estén representadas dentro del orden Heteroptera Abundancia de Heteroptera entre la abundancia total x 100	Riqueza y composición	Decrece	Macedo <i>et al.</i> , 2016	Sin taxones
Riqueza y % de Lepidoptera	Baja, media o alta - Nivel de familia, género o especie	Todas las familias que estén representadas dentro del orden Lepidoptera Abundancia de Lepidoptera entre la abundancia total x 100	Riqueza y composición	Variable	Macedo <i>et al.</i> , 2016	Sin taxones
% Diptera menos el % de Chironomidae	Baja y media - Nivel de orden y familia	Porcentaje de Diptera menos el porcentaje Chironomidae	Riqueza y composición	Decrece	Macedo <i>et al.</i> , 2016	<i>Orthoclaadiinae</i> <i>Chironomini</i> <i>Tanypodinae</i>

						<i>Simulium</i> <i>Tipula</i> <i>Dixa</i> <i>Antocha</i> <i>Hexatoma</i> <i>Forcipomyia</i>
% Baetidae	Media - Nivel de familia	Macroinvertebrados clasificados como Baetidae entre el total de macroinvertebrados de la muestra x 100	Riqueza y composición	Decrece	Fierro <i>et al.</i> , 2018; Macedo <i>et al.</i> , 2016	<i>Baetis</i> <i>Callibaetis</i> <i>Dipheter</i> <i>Camelobaetidius</i> <i>Centroptilum</i>
% Leptohplebiidae	Media - Nivel de familia	Macroinvertebrados clasificados como Leptohplebiidae entre el total de macroinvertebrados de la muestra x 100	Riqueza y composición	Decrece	Fierro <i>et al.</i> , 2018	<i>Leptohplebiidae</i>
% Hydropsychidae	Media - Nivel de familia	Macroinvertebrados clasificados como Hydropsychidae entre el total de macroinvertebrados de la muestra x 100	Riqueza y composición	Decrece	Macedo <i>et al.</i> , 2016	Hydropsychidae
% Acari	Baja - Nivel de subclase	Macroinvertebrados clasificados como Acari entre el total de macroinvertebrados de la muestra x 100	Riqueza y composición	Variable	Fierro <i>et al.</i> , 2018; Macedo <i>et al.</i> , 2016	Acari
% Ostracoda	Baja - Nivel de clase	Macroinvertebrados clasificados como Ostracoda entre el total de macroinvertebrados de la muestra x 100	Riqueza y composición	Variable	Macedo <i>et al.</i> , 2016	Hyaellidae

% Bivalva	Baja - Nivel de clase	Macroinvertebrados clasificados como Bivalva entre el total de macroinvertebrados de la muestra x 100	Riqueza y composición	Variable	Macedo <i>et al.</i> , 2016	Sin taxones
Riqueza taxonómica	Media, alta o muy alta - Nivel de familia, género o especie	Número total de taxones de la muestra	Riqueza y composición	Decrece	Fierro <i>et al.</i> , 2018; Mandaville, 2002; Plafkin <i>et al.</i> , 1989	Todos los taxones
						<i>Baetis</i> <i>Callibaetis</i> <i>Dipheter</i> <i>Camelobaetidius</i> <i>Centroptilum</i> <i>Ameletus</i> <i>Epeorus</i> <i>Stenacron</i> <i>Rhithrogena</i> <i>Macdunnoa</i> <i>Cinygma*</i> <i>Cinygmula*</i> , <i>Nixe*</i> , <i>Acanthomola*</i> , <i>Leucrocuta*</i> <i>Perlodidae</i> , <i>Perlidae</i> , <i>Amphinemura</i> , <i>Ostrocerca</i> <i>Atopsyche</i> <i>Hesperophylax</i> , <i>Limnephilus</i> <i>Polycentropus</i> , <i>Cyrnellus</i> <i>Xiphocentron</i> <i>Glossosoma</i> <i>Helicopsyche</i> <i>Lepidostoma</i>
Riqueza y % de EPT / Chironomidae (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera)	Baja o media - Nivel de orden y familia	Total de familias que estén representadas dentro de los tres órdenes entre el total de macroinvertebrados clasificados como Chironomidae Abundancia de los tres órdenes entre la abundancia de Chironomidae	Riqueza y composición	Decrece	Mandaville, 2002; Plafkin <i>et al.</i> , 1989	

Riqueza y % de taxones super tolerantes	Media - Nivel de familia	Familias con valores de 9 o 10 con base en el sistema BMWP Abundancia de familias con valores de 9 o 10 con base en el sistema BMWP entre el total de macroinvertebrados de la muestra x 100	Tolerancia	Incrementa	Fierro <i>et al.</i> , 2018; Macedo <i>et al.</i> , 2016	N/A
Riqueza y % de taxones tolerantes	Media - Nivel de familia	Familias con valores de 7, 8, 9 o 10 con base en el sistema BMWP Abundancia de familias con valores de 7, 8, 9 o 10 con base en el sistema BMWP entre el total de macroinvertebrados de la muestra x 100	Tolerancia	Incrementa	Fierro <i>et al.</i> , 2018; Macedo <i>et al.</i> , 2016	N/A
Riqueza y % de taxones sensibles	Media - Nivel de familia	Familias con valores de 0, 1, 2 o 3 con base en el sistema BMWP Abundancia de familias con valores de 0, 1, 2 o 3 con base en el sistema BMWP entre el total de macroinvertebrados de la muestra x 100	Tolerancia	Decrece	Fierro <i>et al.</i> , 2018; Macedo <i>et al.</i> , 2016	N/A

Riqueza y % de taxones super sensibles	Media - Nivel de familia	Familias con valores de 0 o 1 con base en el sistema BMWP Abundancia de familias con valores de 0 o 1 con base en el sistema BMWP entre el total de macroinvertebrados de la muestra x 100	Tolerancia	Decrece	Fierro <i>et al.</i> , 2018; Macedo <i>et al.</i> , 2016	N/A
Baetidae / Ephemeroptera	Baja y media - Nivel de orden y familia	Abundancia de bétidos entre la abundancia del total de Ephemeroptera	Tolerancia	Incrementa	Macedo <i>et al.</i> , 2016	<i>Baetis</i> <i>Callibaetis</i> <i>Dipheter</i> <i>Camelobaetidius</i> <i>Centroptilum</i> <i>Ameletus</i> <i>Epeorus</i> <i>Stenacron</i> <i>Rhithrogena</i> <i>Macdunnoa</i> <i>Cinygma*</i> <i>Cinygmula*</i> , <i>Nixe*</i> , <i>Acanthomola*</i> , <i>Leucrocuta*</i> <i>Orthoclaadiinae</i> <i>Chironomini</i> <i>Tanypodinae</i> <i>Simulium</i> <i>Tipula</i> <i>Dixa</i> <i>Antocha</i> <i>Hexatoma</i> <i>Forcipomyia</i>
Chironomidae / Diptera	Baja y media - Nivel de orden y familia	Abundancia de quironómidos entre la abundancia del total de Diptera	Tolerancia	Incrementa	Macedo <i>et al.</i> , 2016	

Descripción: color amarillo = diversidad y dominancia; color verde = rasgos ecológicos y biológicos; color anaranjado = riqueza y composición; color azul = tolerancia. N/A = no aplica.

Anexo III. Cuadro que muestra las pruebas realizadas a las métricas para su filtrado.

Métrica	Estudios previos de la cuenca	Prueba de intervalo	Normalidad	Después de ajuste (transformación de Johnson)	Influencia natural (correlación de Pearson) Esguerrimiento natural	Influencia natural (correlación de Pearson) Precipitación	Diferencia entre sitios perturbados, intermedios y conservados (MANOVA)
Porcentaje de dominancia a nivel de familia (%DF)	N/A	Sí	No	Sí	$r^2= 0.09$	$r^2= 0.27$	$p= 0.0025$
%	N/A	Sí	No	No	N/A	N/A	N/A
Chironomidae							
% Hirudinea	N/A	Sí	No	No	N/A	N/A	N/A
% Oligochaeta	N/A	Sí	No	No	N/A	N/A	N/A
Suma de los cinco taxones más dominantes	N/A	Sí	No	Sí	$r^2= 0.0068$	$r^2= 0.068$	$p= 0.002$
Índice de diversidad de Shannon	N/A	No	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
índice de diversidad de Simpson	N/A	No	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Índice de diversidad de Margalef	N/A	Sí	Sí	N/A	$r^2= 0.14$	$r^2= 0.42$	$p < 0.0001$

Riqueza de depredadores	N/A	Sí	No	No	N/A	N/A	N/A
% Depredadores	N/A	Sí	No	Sí	$r^2= 0.05$	$r^2= 0.37$	$p= 0.0483$
Proporción de raspadores / filtradores	N/A	Sí	No	No	N/A	N/A	N/A
Riqueza de trituradores	N/A	Sí	No	No	N/A	N/A	N/A
% Trituradores	N/A	Sí	No	No	N/A	N/A	N/A
Riqueza de filtradores	N/A	Sí	No	No	N/A	N/A	N/A
% Filtradores	N/A	Sí	No	No	N/A	N/A	N/A
Riqueza de recolectores	N/A	Sí	No	No	N/A	N/A	N/A
% Recolectores	N/A	Sí	No	Sí	$r^2= 0.015$	$r^2= 0.18$	$p= 0.0034$
Riqueza de raspadores	N/A	Sí	No	No	N/A	N/A	N/A
% Raspadores	N/A	Sí	No	No	N/A	N/A	N/A
Riqueza de Plecoptera	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
% Plecoptera	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Riqueza taxonómica total	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Riqueza de ETOs (Ephemeroptera, Plecoptera y Odonata)	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A

% de ETOs	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
(Ephemeroptera, Plecoptera y Odonata)							
Riqueza de EPT	N/A	Sí	No	Sí	$r^2= 0.02$	$r^2= 0.37$	$p < 0.0001$
(Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera)							
% EPT	N/A	Sí	No	Sí	$r^2= 0.1$	$r^2= 0.05$	$p < 0.0001$
Riqueza de Ephemeroptera	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
% de Ephemeroptera	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Riqueza de Odonata	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
% Odonata	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Abundancia de EPT	N/A	Sí	No	Sí	$r^2= 0.023$	$r^2= 0.16$	$p < 0.0001$
(Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera)							
Abundancia de EPT / Chironomidae	N/A	Sí	No	No	N/A	N/A	N/A
(Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera)							

Abundancia total	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Riqueza de Trichoptera	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
% de Trichoptera	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Riqueza de Coleoptera	N/A	No	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
% Coleoptera	N/A	Sí	No	N/A	N/A	N/A	N/A
Riqueza de Diptera	N/A	Sí	No	N/A	N/A	N/A	N/A
% de Diptera	N/A	Sí	No	No	N/A	N/A	N/A
Riqueza de Insecta	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
% de Insecta	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Riqueza de no Insecta	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
% de no insecta	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Riqueza de Ephemeroptera y Plecoptera	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
% de organismos "sin patas"	N/A	Sí	No	Sí	$r^2= 0.15$	$r^2= 0.04$	$p= 0.0006$
Riqueza de Megaloptera	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
% de Megaloptera	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A

Riqueza de Heteroptera	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
% Heteroptera	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Riqueza de Lepidoptera	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
% de Lepidoptera	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
% Diptera	N/A	Sí	No	No	N/A	N/A	N/A
menos el % de Chironomidae							
% Baetidae	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
%	N/A	Sí	No	No	N/A	N/A	N/A
Leptohplebiidae							
%	N/A	No	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Hydropsychidae							
% Acari	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
% Ostracoda	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
% Bivalva	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Riqueza taxonómica	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Riqueza de EPT / Riqueza de Chironomidae (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera)	N/A	Sí	No	No	N/A	N/A	N/A

% de EPT / % Chironomidae (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera)	N/A	Sí	No	No	N/A	N/A	N/A
Riqueza de taxones super tolerantes	No	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
% de taxones super tolerantes	No	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Riqueza de taxones tolerantes	No	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
% de taxones tolerantes	No	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Riqueza de taxones sensibles	No	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
% de taxones sensibles	No	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Riqueza de taxones super sensibles	No	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
% de taxones super sensibles	No	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Baetidae / Ephemeroptera	N/A	Sí	No	No	N/A	N/A	N/A
Chironomidae / Diptera	N/A	Sí	No	No	N/A	N/A	N/A

Descripción: Sí= la métrica pasó el filtro; No= la métrica no pasó el filtro; N/A= el filtro no aplica a dicha métrica porque no pasó los filtros anteriores.

Anexo 4. Cuadro que muestra las distancias entre los sitios de la cuenca de México en función de sus valores métricos

Número de conglomerados	Distancia	Líder	Subordinado
76	0.85	Segundo Dínamo-salida urbana	Santa Teresa
75	1.38	Confluencia Cuautitlán	Berberechos
74	1.45	San Rafael Canal	Conejos
73	1.45	Monte Alegre II	Chautitle
72	1.65	La Castañeda alto	La Castañeda bajo
71	1.75	Agua dulce	Valle de Monjas, Escuela
70	1.84	Río Capoxi	Canal San Rafael
69	1.85	Apatlaco	Molino de flores
68	1.88	Monte Alegre II	Arroyo Desierto de los leones
67	1.88	La Caldera	Monte Alegre I
66	1.94	Rancho nuevo II	Convento desierto de los leones
65	2.01	Inicio Canal San Rafael	Cascada dos San Rafael (C. circular)
64	2.02	Manantial San Pedro	San Rafael Vereda
63	2.09	Truchero Valle de Monjas	Pantanos
62	2.12	Confluencia Cuautitlán	La Rosita
61	2.14	Tercer Dínamo	Segundo Dínamo-salida urbana
60	2.18	La Castañeda	La Cabañita
59	2.20	Apatlaco	Cancha
58	2.21	Transfiguración	La Planta
57	2.32	Cieneguillas 1	Canal la Rosita
56	2.42	Rancho nuevo II	Cosamala bajo
55	2.48	Nac. Cuahutitlán	Yondense
54	2.49	Xopachi	Manantial San Pedro
53	2.49	Rancho nuevo I	Presa Cieneguillas
52	2.53	Temascalco	Santa Rosa Medio
51	2.58	Cieneguillas 2	Cascada diamante
50	2.72	Confluencia Eslava-Magdalena	Cuarto dínamo
49	2.72	Transfiguración	Cantera
48	2.73	Segundo Dínamo- truchero	Cascada Compañía
47	2.76	Los Organillos	Segundo Dínamo- puente

46	2.78	La Bodega	San Miguel Brecha
45	2.81	Dos aguas San Rafael	Vereda San Rafael
44	2.85	Truchero Don Álvaro	Cosamala alto
43	2.92	Monte Alegre II	Río Capoxi
42	3.06	Cieneguillas 2	San José
41	3.08	Rancho nuevo II	El Llano bajo
40	3.09	Cañada	Manantial San Miguel
39	3.18	La Caldera	San Rafael Canal
38	3.28	Cascada el Negro	Dos aguas San Rafael
37	3.28	Nac. Cuahutitlán	Cañada de cuervos
36	3.32	Segundo Dínamo- truchero	Agua dulce
35	3.44	El Llano alto	Truchero Valle de Monjas
34	3.61	La Castañeda alto	Confluencia Compañía-Sn Rafael
33	3.62	Rancho nuevo II	Inicio Canal San Rafael
32	3.80	Cañada	Cieneguillas 1
31	4.16	El Llano alto	Cascada el Negro
30	4.38	Tercer Dínamo	Segundo Dínamo-truchero
29	4.48	La Castañeda	Nac. Presa Iturbide
28	4.62	Potrero	Camino
27	4.86	Xopachi	Transfiguración
26	5.11	La Castañeda	Confluencia alta
25	5.14	Rancho nuevo I	Potrero
24	5.22	La Bodega	San Miguel
23	5.23	La Caldera	Truchero Don Álvaro
22	5.48	Confluencia Eslava-Magdalena	Las Palomas
21	6.05	Rancho nuevo II	Los Organillos
20	6.18	La Caldera	Monte Alegre II
19	6.44	Cañada	Temascalco
18	7.11	Ermita San José	Estación UAM
17	7.33	Rancho nuevo I	Confluencia Cuautitlán
16	7.63	La Caldera	Tercer Dínamo
15	7.78	Rancho nuevo I	Nacimiento Eslava
14	7.94	Nac. Cuahutitlán	Cieneguillas 2
13	8.30	Molinos	Ermita San José
12	8.92	Xopachi	Rancho nuevo II
11	9.10	Apatlaco	Confluencia Eslava-Magdalena
10	9.14	Cañada	La Bodega
9	9.39	La Castañeda alto	La Castañeda
8	12.36	Rancho nuevo I	El Llano alto

7	12.46	Nac. Cuahutitlán	Cañada
6	14.63	La Castañeda alto	La Caldera
5	17.09	Xopachi	Nac. Cuahutitlán
4	22.84	La Castañeda alto	Rancho nuevo l
3	25.00	Apatlaco	Molinos
2	26.89	La Castañeda alto	Xopachi
1	42.77	La Castañeda alto	Apatlaco