



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS PUEBLA

POSTGRADO EN ESTRATEGIAS PARA EL DESARROLLO AGRÍCOLA REGIONAL

CONDICIÓN DEL RÍO ZAHUAPAN Y SUS FACTORES DE DETERIORO

IRMA MENA MEJÍA

T E S I S

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRA EN CIENCIAS

PUEBLA, PUEBLA

2014



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

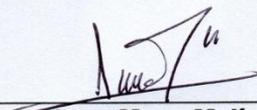
INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS
CAMPECHE-CÓRDOBA-MONTECILLO-PUEBLA-SAN LUIS POTOSÍ-TABASCO-VERACRUZ

CAMPUE- 43-2-03

CARTA DE CONSENTIMIENTO DE USO DE LOS DERECHOS DE AUTOR Y DE LAS REGALÍAS COMERCIALES DE PRODUCTOS DE INVESTIGACIÓN

En adición al beneficio ético, moral y académico que he obtenido durante mis estudios en el Colegio de Postgraduados, la que suscribe **Irma Mena Mejía** alumna de esta Institución, estoy de acuerdo en ser partícipe de las regalías económicas y/o académicas, de procedencia nacional e internacional, que se deriven del trabajo de investigación que realicé en esta Institución, bajo la dirección del Profesor **Dr. Angel Bustamante González** por lo que otorgo los derechos de autor de mi tesis **Condición del río Zahuapan y sus factores de deterioro** y de los productos de dicha investigación al Colegio de Postgraduados. Las patentes y secretos industriales que se puedan derivar serán registrados a nombre del Colegio de Postgraduados y las regalías económicas que se deriven serán distribuidas entre la Institución, el Consejero o Director de Tesis y la que suscribe, de acuerdo a las negociaciones entre las tres partes, por ello me comprometo a no realizar ninguna acción que dañe el proceso de explotación comercial de dichos productos a favor de esta Institución.

Puebla, Puebla, 30 de septiembre de 2014.



Irma Mena Mejía



Vo. Bo. Profesor Consejero o Director de Tesis
Dr. Angel Bustamante González

La presente tesis, titulada: **Condición del río Zahuapan y sus factores de deterioro**, realizada por la alumna: **Irma Mena Mejía**, bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRA EN CIENCIAS
ESTRATEGIAS PARA EL DESARROLLO AGRÍCOLA REGIONAL

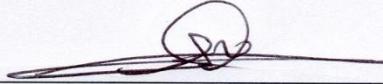
CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO:



DR. ANGEL BUSTAMANTE GONZÁLEZ

ASESOR:



DR. SAMUEL VARGAS LÓPEZ

ASESOR:



DR. JOSÉ ISABEL OLVERA HERNÁNDEZ

ASESOR:



DR. JOSÉ ARTURO MÉNDEZ ESPINOZA

ASESOR:



DR. OCTAVIO CÉSAR ROSAS ROSAS

Puebla, Puebla, México, 2014

CONDICIÓN DEL RÍO ZAHUAPAN Y SUS FACTORES DE DETERIORO

Irma Mena Mejía, M.C.

Colegio de Postgraduados, 2014

Esta investigación tuvo como objetivo la evaluación integral, con un enfoque de cuencas, de la condición del río Zahuapan. Se tomó como base el procedimiento de protocolo de evaluación biótica (RPB) en ecosistemas acuáticos, propuesto por la Agencia de Protección Ambiental (EPA) de los Estados Unidos, para desarrollar un índice integrado, a partir de tres índices parciales: condición biótica, condición de hábitat y condición de calidad de agua. Para evaluar la condición del río, se ubicaron dos sitios de referencia en una zona de uso forestal y nueve sitios perturbados representativos de zonas de uso agrícola, urbano e industrial, utilizando un sistema de información geográfica y recorridos de campo. El índice de condición biótica se calculó utilizando los macroinvertebrados presentes, identificados a nivel de familia. El índice de condición de hábitat se estimó considerando los parámetros establecidos por la EPA para el RBP para ecosistemas acuáticos. El índice de condición de calidad del agua se desarrolló a partir de mediciones de nueve parámetros físico – químicos. La moda de la categoría de condición de los índices parciales fue considerada como la condición actual del río. Mientras que los sitios de referencia del río se ubicaron en una condición óptima, la condición del río en todos los sitios perturbados fue pobre, la peor condición en la escala del índice.

Palabras clave: calidad del agua, macroinvertebrados, ribereño.

ZAHUAPAN RIVER HEALTH AND THEIR IMPACT FACTORS

Irma Mena Mejía, M.C.

Colegio de Postgraduados, 2014

This research aimed to assess, in a holistic and watershed approach, the Zahuapan River health. The Rapid Bioassessment Protocols (RBP) for Use in Streams and Wadeable Rivers, of the U.S. Environmental Protection Agency (EPA), was used as a support procedure to develop an integrated index, considering biotic, habitat and water quality partial indices. In order to assess the river condition, two reference sites, located in a forest land, and nine perturbed sites, representatives of agricultural, urban and industrial lands, were selected in a geographical information system, with the support of field trips. The biotic index was calculated based on families of macroinvertebrates. The habitat index condition was estimated by using the habitat parameters established by de EPA for Rapid Bioassessment Protocols for streams and rivers. The water quality condition index was developed from the nine measured physicochemical parameters. Present river health was considered as the mode of the category of the partial indices. While the river health of the reference sites was optimum, it was poor for all the perturbed sites, the worst condition in the index scale.

Key words: macroinvertebrates, riparian, water quality.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por el apoyo económico otorgado durante mis estudios de postgrado.

Al Colegio de Postgraduados (COLPOS), Campus Puebla por las facilidades otorgadas durante mi formación académica.

Al Dr. Angel Bustamante González, quien mediante su apoyo, sus consejos y observaciones hicieron posible la presentación de esta tesis.

A los integrantes del consejo particular, los doctores: Samuel Vargas López, Octavio Cesar Rosas Rosas, José Arturo Méndez Espinoza y José Isabel Olvera Hernández por su apoyo y observaciones realizadas en la presente tesis.

CONTENIDO

	Página
CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Planteamiento del problema	1
1.2 Objetivos	2
1.2.1 Objetivo general	2
1.2.3 Objetivo específico	2
1.3 Hipótesis	3
CAPÍTULO II. REVISIÓN DE LITERATURA	4
2.1 Papel de los ríos desde el punto de vista ecológico, social y económico	4
2.1.1 Importancia ecológica	4
2.1.2 Importancia social	4
2.1.3 Importancia económica	5
2.2 Problemas de deterioro de los ríos	8
2.2.1 Contaminación	8
2.2.2 Deterioro de la vegetación ribereña	9
2.2.3 Alteraciones hidrológicas	10
2.3 Factores del deterioro de los ríos	11
2.3.1 Actividades agrícolas	11
2.3.2 Actividades pecuarias	12
2.3.3 Actividades industriales	13
2.3.4 Desarrollo de infraestructura	15
2.4 Concepto de integridad y condición de un río	16
2.4.1 Condición de un río	16
2.4.2 Integridad ecológica	16
2.5 Enfoques para evaluar el estado o condición e integridad de los ríos	17
CAPÍTULO III. MARCO DE REFERENCIA	21
3.1 Área de estudio	21

	Página
3.2 Clima	22
3.3 Edafología	23
3.4 Vegetación	24
CAPÍTULO IV. MATERIALES Y MÉTODOS	25
4.1 Identificación de zonas agrícolas, urbanas, industriales y sitios de descarga de aguas residuales	25
4.2 Ubicación de sitios de muestreo	25
4.3 Evaluación de la condición de hábitat de los sitios	30
4.4 Evaluación de la condición biótica de los sitios	32
4.4.1 Muestreo de macroinvertebrados	32
4.4.2 Desarrollo del índice de condición biótica de los sitios	34
4.5 Evaluación de la condición de la calidad de agua de los sitios	37
4.5.1 Medición de los parámetros físico-químicos	37
4.5.2 Desarrollo del índice de la condición de calidad del agua	39
4.5.3 Agrupación de los sitios por parámetros físico-químicos y su relación con las métricas de la evaluación biótica	41
4.5.4 Integración de los tres índices	42
CAPÍTULO V. FACTORES ASOCIADOS A LA PERTURBACIÓN DE LA CONDICIÓN ECOLÓGICA DEL RÍO ZAHUAPAN	43
5.1 Fuentes puntuales de contaminación del río Zahuapan	43
5.1.1 Descargas de aguas residuales derivadas del uso público- urbano	43
5.2 Actividades agropecuarias	46
5.3 Desarrollos industriales	48
CAPÍTULO VI. CONDICIÓN DEL HÁBITAT DEL RÍO ZAHUAPAN	51
6.1 Representatividad de los sitios de referencia y diferenciación de los sitios perturbados	51
6.2 Índice de condición de hábitat para el río Zahuapan	54
CAPÍTULO VII. CONDICIÓN BIÓTICA DEL RÍO ZAHUAPAN	56
7.1 Métricas de la evaluación de condición biótica	56

	Página
7.1.1 Número total de familias	58
7.1.2 Número de familias que pertenecen a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera	58
7.1.3 Número de familias del orden Trichoptera	59
7.1.4 Porcentaje de Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera	60
7.1.5 Porcentaje de Ephemeroptera	61
7.1.6 Porcentaje de organismos tolerantes	62
7.1.7 Índice biótico de Hilsenhoff	62
7.1.8 Porcentaje de la familia dominante	63
7.1.9 Porcentaje de raspadores	64
7.1.10 Porcentaje de depredadores	64
7.1.11 Porcentaje de colectores	65
7.1.12 Porcentaje de filtradores	66
7.1.13 Porcentaje de fragmentadores	67
7.2 Selección de las métricas para el índice de condición biótica	68
7.3 Índice de condición biótica	84
7.3.1 Índice de condición biótica con todas las métricas incluidas	84
7.3.2 Índice de condición biótica con métricas seleccionadas	84
CAPÍTULO VIII. CONDICIÓN DEL RÍO ZAHUAPAN DE ACUERDO A LOS PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	86
8.1 Parámetros físico-químicos	86
8.1.1 Temperatura	86
8.1.2 pH	90
8.1.3 Oxígeno disuelto	91
8.1.4 Demanda biológica de oxígeno (DBO ₅)	93
8.1.5 Fósforo total	95
8.1.6 Conductividad eléctrica	96
8.1.7 Total de sólidos disueltos	99
8.1.8 Salinidad	101

	Página
8.1.9 Amoniaco	103
8.2 Índice de condición de calidad de agua de los sitios	105
CAPÍTULO IX. RELACIONES ENTRE LAS CONDICIONES DEL RÍO Y SU CONDICIÓN GENERAL	107
9.1 Correlación del índice de condición biótica con el valor total de hábitat	107
9.2 Correlación de métricas de condición biótica y calidad de agua	109
9.3 Condición general del río Zahuapan	110
CAPÍTULO X. CONCLUSIONES	112
CAPÍTULO XI. RECOMENDACIONES	113
CAPÍTULO XII. LITERATURA CITADA	114
CAPÍTULO XIII. ANEXO	128

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
CAPÍTULO III.	
Figura 1. Subcuenca del río Zahuapan	21
Figura 2. Climas en la subcuenca del río Zahuapan	22
Figura 3. Suelos en la subcuenca del río Zahuapan	23
Figura 4. Tipos de vegetación en la subcuenca del río Zahuapan	24
CAPÍTULO IV	
Figura 5. Ubicación de los sitios de referencia	26
Figura 6. Hábitat del sitio de referencia 1	27
Figura 7. Hábitat del sitio de referencia 2	28
Figura 8. Sitio con hábitat perturbado por erosión de taludes y acumulación de sedimentos	28
Figura 9. Sitio con hábitat perturbado por canalización del río	29
Figura 10. Hábitat perturbado por acumulación de sedimentos sobre el sustrato del río	29
Figura 11. Sitio con hábitat perturbado por deterioro de vegetación ribereña	30
Figura 12. Red para la colecta de macroinvertebrados	33
Figura 13. Ejemplar de la familia <i>Baetidae</i> vista al microscopio	34
CAPÍTULO V.	
Figura 14. Descargas en la subcuenca del río Zahuapan	43
Figura 15. Descarga generada en el municipio de Tlaxco	44
Figura 16. Zonas urbanas en la subcuenca del río Zahuapan	45
Figura 17. Zonas agrícolas	47
Figura 18. Localización de rastros municipales y descargas de aguas residuales de actividades pecuarias	48
Figura 19. Zonas de influencia industrial	50
CAPÍTULO VI.	
Figura 20. Análisis de conglomerados del valor total de hábitat de sitios perturbados y sitios de referencia	52

	Página
Figura 21. Distribución espacial del índice de condición de hábitat en el río Zahuapan	55
CAPÍTULO VII.	
Figura 22. Número de familias encontradas en los sitios de muestreo	58
Figura 23. Número de familias pertenecientes a los órdenes EPT en los sitios de muestreo	59
Figura 24. Número de familias pertenecientes al orden Trichoptera en los sitios de muestreo	60
Figura 25. Porcentaje de EPT en los sitios de muestreo	61
Figura 26. Porcentaje del orden Ephemeroptera en los sitios de muestreo	61
Figura 27. Porcentaje de organismos tolerantes en los sitios de muestreo	62
Figura 28. Valores del índice biótico de Hilsenhoff en los sitios de muestreo	63
Figura 29. Porcentaje de la familia dominante en los sitios de muestreo	63
Figura 30. Porcentaje de raspadores en los sitios de muestreo	64
Figura 31. Porcentaje de depredadores en los sitios de muestreo	65
Figura 32. Porcentaje de colectores en los sitios de muestreo	66
Figura 33. Porcentaje de filtradores en los sitios de muestreo	67
Figura 34. Porcentaje de fragmentadores en los sitios de muestreo	67
Figura 35. Número total de familias y parámetros de perturbación	71
Figura 36. Número de familias de EPT y parámetros de perturbación	72
Figura 37. Número de familias del orden Trichoptera y parámetros de perturbación	73
Figura 38. Porcentaje de EPT y parámetros de perturbación	74
Figura 39. Porcentaje de Ephemeroptera y parámetros de perturbación	75
Figura 40. Porcentaje de organismos tolerantes y parámetros de perturbación	76
Figura 41. Índice biótico de Hilsenhoff y parámetros de perturbación	77

	Página
Figura 42. Porcentaje de la familia dominante y parámetros de perturbación	78
Figura 43. Porcentaje de raspadores y parámetros de perturbación	79
Figura 44. Porcentaje de depredadores y parámetros de perturbación	80
Figura 45. Porcentaje de colectores y parámetros de perturbación	81
Figura 46. Porcentaje de filtradores y parámetros de perturbación	82
Figura 47. Porcentaje de fragmentadores y parámetros de perturbación	83
CAPÍTULO VIII.	
Figura 48. Temperatura en los sitios de muestreo	87
Figura 49. Análisis de conglomerados de temperatura en los sitios de muestreo	88
Figura 50. Análisis de conglomerados para pH en los sitios de muestreo	90
Figura 51. pH en los sitios de muestreo	91
Figura 52. Análisis de conglomerados para oxígeno disuelto en los sitios de muestreo	92
Figura 53. Oxígeno disuelto en los sitios de muestreo	93
Figura 54. Análisis de conglomerados para demanda biológica de oxígeno (DBO ₅) en los sitios de muestreo	94
Figura 55. Demanda biológica de oxígeno (DBO ₅) en los sitios de muestreo	95
Figura 56. Análisis de conglomerados para fósforo total en los sitios de muestreo	96
Figura 57. Fósforo total en los sitios de muestreo	97
Figura 58. Análisis de conglomerados para conductividad eléctrica en los sitios de muestreo	98
Figura 59. Conductividad eléctrica en los sitios de muestreo	99
Figura 60. Análisis de conglomerados para total de sólidos disueltos en los sitios de muestreo	100

	Página
Figura 61. Total de sólidos disueltos en los sitios de muestreo	101
Figura 62. Análisis de conglomerados para salinidad en los sitios de muestreo	102
Figura 63. Salinidad en los sitios de muestreo	103
Figura 64. Análisis de conglomerados para amoníaco (NH_3) en los sitios de muestreo	104
Figura 65. Amoníaco (NH_3) en los sitios de muestreo	105
CAPÍTULO IX.	
Figura 66. Análisis de regresión lineal entre el valor total de hábitat y el índice de condición biótica	107

ÍNDICE DE CUADROS

	Página
CAPÍTULO II.	
Cuadro 1. Categorías y variables de macroinvertebrados en los RPB	19
CAPÍTULO IV.	
Cuadro 2. Atributos físicos de los sitios	26
Cuadro 3. Valores de los parámetros de hábitat y condición de hábitat de los sitios	31
Cuadro 4. Valores de las condiciones de hábitat y condición de los sitios	32
Cuadro 5. Criterios de puntaje para la caracterización de la condición biótica	36
Cuadro 6. Condición biótica de los sitios	37
Cuadro 7. Categorías del índice de calidad de agua	41
CAPÍTULO V.	
Cuadro 8. Volumen de descargas en la red hidrológica de la subcuenca del río Zahuapan	45
Cuadro 9. Zonas industriales y procesos	49
CAPÍTULO VI.	
Cuadro 10. Parámetros de hábitat en los sitios de muestreo	53
Cuadro 11. Condición de los sitios de acuerdo al estado del hábitat	54
CAPÍTULO VII.	
Cuadro 12. Familias encontradas en los sitios de muestreo	57
Cuadro 13. Correlación de Spearman entre las métricas calculadas	69
Cuadro 14. Relación de medias entre los sitios de referencia y sitios perturbados	70
Cuadro 15. Condición de los sitios considerando todas las métricas	84

	Página
Cuadro 16. Condición de los sitios de acuerdo al índice con métricas seleccionadas	85
CAPÍTULO VIII.	
Cuadro 17. Parámetros físico-químicos de los sitios de muestreo	89
Cuadro 18. Índice de calidad de agua de los sitios de muestreo	106
CAPÍTULO IX.	
Cuadro 19. Correlación de Spearman entre las métricas calculadas y el valor total de hábitat	108
Cuadro 20. Correlación de Spearman entre las métricas calculadas y calidad de agua	109
Cuadro 21. Condición de los sitios de muestreo	111

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN

El río Zahuapan es el principal río del estado de Tlaxcala. Está ubicado en la subcuenca que lleva el mismo nombre y en ella se asienta la mayor parte de la población del estado de Tlaxcala. Desde la década de los setentas varias industrias se han instalado, contribuyendo al desarrollo local y regional. Si bien han generado empleos para los habitantes de la zona, también tienen fuerte impacto ambiental, principalmente sobre el río Zahuapan. Es común que en las zonas cercanas a las industrias y grandes centros poblacionales se descarguen aguas residuales en el río, por lo que tiene una apariencia y olor desagradable. Se ha reportado también la presencia de elementos tóxicos, como el arsénico y el plomo, rebasándose los límites nacionales e internacionales para consumo humano y protección de la vida acuática (García-Nieto *et al.*, 2011). Se tienen estudios parciales de la contaminación del río Zahuapan, pero no existe una evaluación integral del río con una perspectiva de cuenca que considere conceptos recientes, como integridad ecológica y condición o salud del ecosistema acuático. En este contexto se llevó a cabo la presente investigación, para conocer la condición actual del río con una perspectiva de cuencas y ecológica integral. Se adaptó el protocolo rápido de evaluación biótica, usando macroinvertebrados como indicadores (bioindicadores) y la evaluación de la condición del hábitat, complementándose, con fines comparativos, con mediciones de parámetros de calidad del agua. La condición de los sitios evaluados se relacionó con los factores de perturbación o actividades humanas (agropecuarias y urbano-industriales), con particular énfasis en la ubicación de fuentes puntuales y no puntuales de contaminación del agua.

1.1 Planteamiento del problema

De manera general, se conoce que el río Zahuapan sufre el impacto de las descargas de aguas residuales industriales y municipales sobre su cauce y de los productos que se utilizan en la agricultura de riego. La mayoría de las descargas de aguas residuales no tienen un tratamiento. Aunque en algunos municipios se cuenta

con plantas de tratamiento, éstas no funcionan adecuadamente y las aguas residuales son vertidas en el río sin tratar. El exceso de aguas con alta concentración de contaminantes hace que el río pierda su capacidad de autodepuración y se deteriora su condición. Los estudios sobre la contaminación del río han sido parciales, orientándose principalmente a la evaluación de la calidad de agua en lugares localizados, no relacionándolos con los factores que inciden en el deterioro del río. No se tiene tampoco una metodología que evalúe la condición del río en una perspectiva de cuencas, para identificar sus variaciones desde la cabecera de la cuenca hasta su salida. Debido esto, se plantean las siguientes preguntas de investigación.

¿Cuál es la condición del río Zahuapan desde una perspectiva de cuenca?

¿Cuál es la influencia de los factores de perturbación, asociados a las actividades humanas, sobre la condición ecológica del río Zahuapan?

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo general

Evaluar la condición del río Zahuapan con una perspectiva de cuenca que permita relacionarla con los factores de deterioro del río.

1.2.2 Objetivo específico

Adaptar una metodología, desde una perspectiva de cuenca, de evaluación de la condición del río Zahuapan, rápida, económica y válida científicamente.

Evaluar la influencia de la relación de los factores de perturbación, asociados a las actividades humanas, sobre la condición ecológica del río Zahuapan.

1.3 Hipótesis

La condición del río Zahuapan es variable dentro de la subcuenca y depende de la distribución de las fuentes puntuales y difusas de contaminación.

CAPÍTULO II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Papel de los ríos desde el punto de vista ecológico, social y económico

2.1.1 Importancia ecológica

Los ríos colectan agua, sedimentos, organismos, nutrientes, enriquecen las zonas bajas de las cuencas y de los valles. Sirven como áreas de infiltración para evitar el abatimiento del nivel piezométrico del agua subterránea, funcionan como barrera y filtro para purificar el agua, forman suelo en áreas de inundación, generan biodiversidad, proporcionan hábitat para las especies y mitigan inundaciones (Cotler, 2007; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Para Karr (1998), los ríos son ecosistemas complejos en los que existe una interacción de cinco componentes: el hábitat físico, la energía o base de alimentación del sistema, las interacciones biológicas y la calidad del agua. La interacción de estos factores contribuye al mantenimiento de la integridad biológica del río, que tiene como función la capacidad de soportar y mantener un sistema en equilibrio en el cual se dan procesos biológicos dentro del hábitat natural de una región. Garrido *et al.* (2010) señalan que los ríos son sistemas naturales dinámicos, altamente complejos, cuya dinámica espacial y temporal es indispensable para el funcionamiento de otros ecosistemas como los ribereños, lacustres, estuarios, y los sistemas costeros. En ellos se llevan a cabo relaciones intra e interespecíficas, cuyas interacciones suelen verse afectadas por diversas actividades antropogénicas.

2.1.2 Importancia social

Los seres humanos desde su aparición en la tierra han obtenido de los ríos alimentos, agua y sitios para asentamiento. Las primeras civilizaciones florecieron cerca de los ríos, como el Tigris y el Eufrates. La civilización del Antiguo Egipto aprovechó la fertilización de las tierras ribereñas derivada de las crecidas del río Nilo

para producir alimentos en una zona árida poco próspera (Elosegui y Sabater, 2009). Los ríos también generan otros servicios a la sociedad, como son la recreación y como sumideros de desechos. En este sentido, Frank (1955) menciona que hace cincuenta siglos la civilización Mohan-Jo-Daro, del Valle del Indo en la India construyó canales de irrigación, albercas y baños públicos utilizando el agua de los ríos.

Aunque no se tienen reportes de cuanta población humana está directamente relacionada con el uso del agua de los ríos en México, la red hidrológica de agua superficial es importante. La red de ríos y corrientes tienen una longitud de 633 mil kilómetros (CONAGUA, 2013). El escurrimiento natural medio de los ríos principales de México es 333,850 millones de m^3 (http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi_apps/WFServlet?IBIF_ex=D3_AGUA01_05&IBIC_user=dgeia_mce&IBIC_pass=dgeia_mce). Un 65 % de esta escorrentía superficial se produce en siete ríos. Grijalva, Usumacinta, Papaloapan, Coatzacoalcos, Balsas, Pánuco, Santiago y Tonalá, cuya área total de cuencas representa el 22 % de la superficie total del país.

2.1.3 Importancia económica

El agua es un recurso importante para el desarrollo económico de una región. Es un elemento esencial para el desarrollo de actividades económicas como la agricultura, turismo, la generación de energía eléctrica o la industria (CONAGUA, 2008). El sector agrícola utiliza el mayor volumen de agua superficial y para su aprovechamiento utiliza infraestructura como canales y tuberías. Esto hace que la productividad de las tierras que poseen riego sea de más del doble con respecto a las tierras de secano, a pesar de ser menores en cuanto a su superficie (Banco Mundial, 2008).

En México, 40.57 km^3 de agua superficial se destina para uso agrícola, 4.33 km^3 para abastecimiento público, 1.47 km^3 para uso industrial y 3.63 km^3 para energía

eléctrica distinta a la hidroelectricidad (CONAGUA, 2013). Un volumen importante del agua de los ríos es la base de la agricultura empresarial, como la del Noroeste de México. En menor escala, se tiene una agricultura ribereña importante para las zonas áridas y semiáridas y corrientes de caudales pequeños o medios (Bustamante *et al.*, 2013). En esta agricultura, generalmente los agricultores ribereños son minifundistas, con una superficie promedio de 0.5 a 2.0 ha. El objetivo de la producción es tanto para subsistencia como para el mercado.

En la agricultura ribereña se obtienen buenos rendimientos y gran variedad de cultivos durante un año, debido a la disponibilidad de agua y nutrientes presentes que son arrastrados a través del cauce del río, aunque también se pueden perder cosechas por inundaciones. Cultivos comunes de las zonas ribereñas, como el arroz y plátano, generan buenos rendimientos y son rentables para los productores. Sin embargo, en el caso del cultivo del maíz los precios del mercado lo hacen menos rentable (Labarta *et al.*, 2007). Cultivos como el arroz, maíz y la yuca son para el mercado regional. Utilizan tecnología tradicional, no utilizan agroquímicos ni maquinaria agrícola y las tierras son utilizadas permanentemente (Rios, 2005).

En la zona ribereña del río Amazonas en Perú se cultiva arroz, maíz, frijol, chiclayo, variedades de yuca y algunas legumbres, en suelos inundables. En las playas bajas se cultiva caupí y maní. En las playas altas se cultiva arroz y maíz o cultivos intercalados como el maíz y frijol. La producción y comercialización representa más del 60 % de ingreso anual de las familias (Rios, 2005). Pinedo-Vasquez *et al.* (2002) mencionan que en la llanura de inundación hay 82 especies y 260 variedades de plantas en promedio que tienen uso agrícola y forestal de la zona, los habitantes de la zona combinan la agricultura, la pesca y manejo del bosque para obtener mayores ingresos.

En México, el río Tlapaneco, en los municipios de Alpoyeca y Huamuxtlán, Guerrero, es importante para la agricultura que se desarrolla en sus riberas. Produce una gran variedad de cultivos como el guaje, guamúchil, coco, caña de azúcar,

sauce; hortalizas (calabacita, jitomate, cilantro, rábano); flores (azucena, rosa, Zempazúchitl); plantas aromáticas (canela, café, hierba buena); forrajes (sorgo, pasto); granos básicos (maíz, frijol, arroz), y frutales (aguacate, mango, mamey, naranja, plátano, tamarindo, limón). Genera para 64 % de los productores ingresos económicos de más del 60 % (Olvera *et al.*, 2012). El cultivo del mamey (*Pouteria sapota* (Jacq.) aporta ingresos económicos importantes para el 95 % de las familias de la zona, durante los meses de noviembre a marzo, aun con el problema del hongo de *Lasiodiplodia theobromae*, el cual provoca la muerte de los árboles de mamey (Vásquez-López *et al.*, 2009).

El agua del río Zahuapan es utilizada para riego agrícola al norte y sur del estado de Tlaxcala. Su usuario es el Distrito de Riego No. 56 Atoyac-Zahuapan, con una superficie regada de 4200 ha y el Distrito de Desarrollo Rural 164 de Tlaxcala que riega 1496 ha. En estas zonas se produce: alfalfa, maíz y forrajes, entre otros. Sin embargo, la calidad del agua del río no es adecuada para producir hortalizas, las cuales serian más rentables para los agricultores o actividades piscícolas, al sur de la subcuenca del río (Rodríguez, 2010). Esta parte es la más afectada, debido a que concentra todas las descargas generadas en la zona. En la parte norte del estado, el río Zahuapan alimenta a la presa Atlangatepec, la cual almacena 40.49 millones de metros cúbicos. Ahí se produce carpa barrigona, carpa espejo, carpa carasio, carpa herbívora, carpa común, charal y acocil. Esto genera alimentos e ingresos económicos que van de uno a dos salarios mínimos para los pescadores y sus familias. En la época de cuaresma es donde los pescadores mejoran sus ingresos, ya que el kilo de carpa pasa de \$20 a \$35. Sin embargo, no son suficientes ingresos, por lo que tienen que buscar otras actividades como la agricultura o ganadería, para incrementarlos. Las descargas que recibe el río por el municipio de Tlaxco y las industrias alimentan a la presa Atlangatepec, localizada en la parte norte de la subcuenca, pero ponen en riesgo la actividad pesquera, debido a la eutrofización de la presa (Bermúdez *et al.*, 2002)

2.2. Problemas de deterioro de los ríos

Las actividades económicas que el ser humano realiza, como la agricultura, la minería y la industria, son actividades que generan desechos que contaminan a los ríos. La contaminación causada por actividades antropogénicas pone en peligro la vida presente en el agua, debido al exceso de materia orgánica y la presencia de sustancias tóxicas y metales pesados (Roldan y Ramírez, 2008).

2.2.1 Contaminación

Se le denomina contaminación del agua superficial a la presencia de sustancias ajenas o en concentraciones altas con respecto a las naturales. Esto deteriora la calidad del agua y la aptitud del agua para sus diferentes usos. Representa también problemas de salud, tanto para el humano como para el ambiente (Roldan y Ramírez, 2008). La contaminación se genera por desechos urbanos, industriales, drenados de la agricultura y de las minas. Las fuentes de contaminación se dividen en localizadas y no localizadas. Un ejemplo de la primera son las aguas residuales que descargan directamente sobre cuerpos de agua; tienen la característica de ser fáciles de cuantificar y controlar. En cambio, las fuentes de contaminación no localizadas son difíciles de medir y controlar, debido a que los contaminantes no tienen un punto claro de ingreso en las corrientes de agua. Un ejemplo son los pesticidas utilizados en la agricultura, ya que se pueden percolar en el suelo o ser arrastrados por la lluvia y llegar a los ríos contaminándolos (Ongley, 1997).

Los contaminantes que se pueden encontrar en el agua son químicos, biológicos y físicos. Los contaminantes químicos son compuestos generados por los desechos de la agricultura, la minería, la industria, aguas residuales, compuestos radiactivos. Estos pueden ser de origen natural o sintético y sus efectos son diferentes; también pueden formarse al mezclarse con los componentes del agua mediante una reacción química. Los contaminantes biológicos son microorganismos que causan enfermedades al ser humano, como el cólera, la disentería, la tifoidea, la

salmonelosis y la helmintiasis. Son de origen doméstico y provienen de las heces fecales de humanos y animales. El consumo de agua contaminada provoca aproximadamente el 80 % de las muertes en países en desarrollo. Los contaminantes físicos son de origen y efectos diversos. Alteran las características físicas del agua como: temperatura, color, sabor, olor y densidad, entre otros (Jiménez, 2001). Un ejemplo de contaminante físico son los sedimentos originados por la erosión del suelo, lo cuales son arrastrados a las corrientes de agua.

Los ríos han servido como sumideros de residuos de la actividad humana. Sin embargo, cuando se excede la capacidad de eliminar estos desechos la calidad del agua es afectada, con los consiguientes efectos económicos, ecológicos y sobre la salud humana (Karr y Chu, 2000; Elosegui y Sabater, 2009). En México y en el mundo se tienen experiencias de como la alteración de la condición de los ríos afectan las actividades humanas. En la Montaña de Guerrero, en el pasado, el 95.8 % de la población utilizaba el río Tlapaneco para bañarse, lavar y actividades recreativas. Actualmente, sólo el 65 % lo utiliza para la agricultura. Otros usos ya no están presentes (Galindo, 2011). El uso del agua del río Tlapaneco para la producción de cultivos agrícolas es de riesgo, por los contaminantes presentes en el agua. Lo que puede ocasionar problemas de salud en la población que consume los productos.

2.2.2 Deterioro de la vegetación ribereña

En los ríos y corrientes se tiene una zona de vegetación que crece en sus márgenes, altamente dependiente del agua subsuperficial y subterránea que alimenta al río. Es una franja de vegetación que se diferencia de aquella que crece en áreas más alejadas, donde la influencia del agua del río es mínima o inexistente. La zona ribereña sirve como interfase entre el ecosistema acuático y el terrestre (Richardson *et al.*, 2007). La vegetación arbórea proporciona la sombra necesaria para mantener los regímenes de temperatura, disminuye la turbidez y mejora la salud de las

corrientes (Bunn *et al.*, 1999). La actividad humana puede alterar drásticamente los ecosistemas ribereños.

En las zonas ribereñas boscosas hay mayor diversidad y riqueza de organismos acuáticos, mientras que en las zonas donde ésta ha sido sustituida por cultivos agrícolas hay dominancia de organismos (Rios y Bailey, 2006). La transformación de la vegetación ribereña a zonas urbanas cambia sus características físicas, aumenta la concentración de nutrientes, deteriora el hábitat, y disminuye la diversidad de macroinvertebrados (Miserendino *et al.*, 2011). Sin embargo, cuando la zona ribereña es sustituida por cultivos anuales y perenes se generan agroecosistemas, quienes mantienen algunas funciones ecológicas similares a los ecosistemas ribereños originales, como la captura de carbono y la recarga hídrica; o se generan servicios equivalentes como la agrobiodiversidad (Bustamante *et al.*, 2013).

2.2.3 Alteraciones hidrológicas

Las alteraciones hidrológicas de los ríos son cambios de la calidad, cantidad y el tiempo de flujo de su caudal. Un cambio en el caudal de un río o corriente incide en la biodiversidad acuática y en la vegetación ribereña. La interrupción del paso de organismos acuáticos libremente aguas arriba o aguas abajo de la corriente también altera la biodiversidad. Hay un aislamiento de las poblaciones de organismos, lo que lleva a la extinción de la fauna dependiente de los hábitats fluviales. También hay una reducción de la abundancia de organismos que dependen de las inundaciones, un aumento de organismos exóticos y de ambientes lénticos y la interrupción de su recorrido migratorio por las corrientes (Pringle *et al.*, 2000). El cambio en la calidad del agua, por contaminación, afecta la biodiversidad y limita los usos del agua de los ríos (Dudgeon, 2000).

2.3. Factores del deterioro de los ríos

2.3.1 Actividades agrícolas

Las actividades agrícolas influyen en el deterioro de la calidad del agua. El riego causa el transporte lateral y vertical de los residuos de los agroquímicos (fertilizantes, insecticidas, herbicidas, funguicidas y nematocidas). Frecuentemente, los agricultores lavan en el río, lagos o presas cercanas, sus utensilios y herramientas que utilizan para fumigar, lo que contribuye a la contaminación del agua del río o cuerpo de agua (Orta, 2002). La agricultura ocasiona también el consumo excesivo de agua, debido a la falta de regulación de los caudales, sobreexplotación de los acuíferos e inadecuado uso de tecnología para el riego. Ocupa las llanuras de inundación, eliminando la vegetación ribereña y alterando la morfología de los cauces. Emite nutrientes y compuestos agroquímicos a las aguas de los ríos y arroyos, originando eutrofización y contaminación de los ríos (Ongley, 1997).

Los pesticidas y herbicidas pueden ser muy estables, acumulándose en las aguas embalsadas, afectando con ello a las comunidades biológicas. Por ejemplo, la Atrazina, herbicida eficiente y barato, afecta a las plantas en concentraciones muy bajas, al inhibir la producción de clorofila y por consiguiente el crecimiento de la vegetación; lo que implica reducción en la abundancia y diversidad de los organismos acuáticos y es nocivo para el humano. En el caso de los insecticidas, se han encontrado sustancias de uso restringido y prohibido, como el aldrín, endrín, DDT y lindano (Orta, 2002). Los plaguicidas utilizados en la agricultura han sido encontrados en cuerpos de agua, como en el río Jiménez en Costa Rica, donde se identificaron los siguientes plaguicidas: Carbaril, Diazinon y Etoprofos. Los cuales son tóxicos para organismos como peces y crustáceos, aun en bajos niveles de concentración (Echeverría *et al.*, 2011).

En cuanto a los fertilizantes, debido a su inadecuado uso en la agricultura, aportan nitrógeno y fósforo a los ríos, lo que genera un excesivo crecimiento de algas y

plantas acuáticas y su eutrofización. El nitrógeno se puede encontrar como N orgánico, nitrito o nitrato. El nitrato es la forma más estable y su presencia por encima de 45mg/l es potencialmente peligrosa en los sistemas acuáticos. El nitrito produce la oxidación del ión ferroso o férrico que produce efectos negativos cardiovasculares y respiratorios en los seres vivos. El fósforo en forma de superfosfato es poco soluble y llega en pocas cantidades a los ríos desde los campos (Ongley, 1997).

La influencia de la agricultura en la contaminación de los ecosistemas acuáticos puede ser de gran escala. La zona agrícola de la cuenca del río Mississippi y Atchafalaya aporta más del 70 % de nitrógeno y fósforo hacia el Golfo de México. Los cultivos de maíz y soya aportan el 52 % de nitrógeno, seguido del 16 % que se emite de la atmósfera, el 14 % se deriva de otros cultivos, el 9 % se deriva de la población urbana, el 5 % de los pastizales y el 4 % de forma natural. En cuanto al fósforo, el 37 % lo aportan los pastizales seguido de los cultivos de maíz y soya con el 25 %, el 18 % lo aportan diferentes cultivos, el 12 % lo aporta la población urbana y el 8 % se aporta de forma natural. Esto genera la aparición excesiva de algas, las cuales al morir consumen el oxígeno y evitan la presencia de otros organismos (Alexander *et al.*, 2008).

2.3.2 Actividades pecuarias

La ganadería caprina y de otro tipo de especies genera ingresos, ahorros y son fuente de proteínas para la población que se dedica a esta actividad (Bustamante *et al.*, 2011). Sin embargo, el pastoreo intensivo de ganado vacuno trae consigo consecuencias como compactación del suelo, reducción de la infiltración, aumento de la escorrentía, aumento de la erosión y la generación de sedimentos en los cauces. El pastoreo en zonas ribereñas incrementa la erosión, debido a que se expone el sustrato por la remoción de la vegetación, el pisoteo erosiona directamente a los bancos de las corrientes y la turbulencia se incrementa (Trimble y Mendel, 1995). Como consecuencia, cambia la morfología del cauce, disminuye la calidad del

agua, se deteriora el hábitat acuático y la biodiversidad acuática es menor (Bunn *et al.*, 1999; Allan, 2004). Las consecuencias antes mencionadas tendrían menor impacto si el pastoreo fuese moderado (Trimble y Mendel, 1995). La ganadería estabulada también genera contaminación de los ríos. Los residuos generados por el ganado, como las heces fecales y la orina, generan la presencia de organismos patógenos. Estos pueden ser arrastrados por la lluvia hacia los cuerpos de agua superficiales o lixiviarse hacia las aguas subterráneas, generando problemas de salud pública (Ongley, 1997).

2.3.3 Actividades industriales

La industria es uno de los mayores contaminantes de los recursos hídricos, tanto superficiales como subterráneos. Anualmente vierte entre 300 y 500 millones de toneladas de metales pesados, disolventes, lodos tóxicos y otros residuos. Estos contaminantes convierten el agua en no potable, al tiempo que contaminan y matan peces, que son una importante fuente de proteínas para gran parte de la población. También existe el peligro de que el agua contaminada se transfiera a la cadena trófica mediante su uso en la agricultura o por captación directa de las plantas o la vida animal (UNW-DPAC, 2011).

En la cuenca del río Balsas, el sector industrial emplea 389 Mm³ de agua superficial por año. Aunque consume menos agua que otros sectores, como el urbano, es el que genera más efectos negativos sobre el agua de la cuenca; debido a que las zonas industriales se concentran en áreas ecológicamente críticas de las cuencas alta y baja del Balsas como el corredor industrial de Puebla-Tlaxcala, la ciudad industrial del Valle de Cuernavaca y la región de Lázaro Cárdenas en el delta. Los desechos generan mala calidad del agua y afectan a los ecosistemas de la cuenca, en particular a los del delta. Para tratar las aguas residuales industriales en la cuenca hay 90 plantas de tratamiento primario, 89 de ellas en el Alto Balsas y una en el Medio Balsas, con un gasto de operación de 549.99 l/s. Se cuenta con 124 plantas de tratamiento secundario, 122 plantas en el Alto Balsas, una en el Medio Balsas, y

otra en el Bajo Balsas, con un gasto de operación de 953.27 l/s. De tratamiento terciario se cuenta con 17 plantas; 16 de ellas en el Alto Balsas y una en el Medio Balsas, con un gasto de operación de 48 l/s. Sin embargo, estas plantas de tratamiento no cuentan con la infraestructura para realizar un proceso adecuado de tratamiento de aguas residuales (Toledo, 2003).

En el estado de Chiapas, el río Fogótico, en la cuenca de San Cristóbal, se ha reportado una alta contaminación por descargas municipales y de industrias de pequeña escala (Benez *et al.*, 2010). El río es afectado en la parte alta de la cuenca por: un gran número de tomas que disminuyen el volumen del agua y por la contaminación generada por animales y personas con acceso al río. En la parte media de la cuenca el río recibe descargas de las fábricas de aguardientes. En la parte baja se tienen descargas de las aguas residuales del municipio de San Cristóbal de las Casas. Algunos usuarios perciben que la calidad del agua del río es buena debido a que pueden lavar y bañarse, mientras que otros mencionan que es de muy mala calidad, debido a que no pueden darle ningún uso. Esta última percepción es compartida por otros sectores de la sociedad y por los representantes de las instituciones gubernamentales.

Las experiencias de contaminación de los ríos por las descargas industriales abundan en el mundo. Por ejemplo, las aguas residuales industriales derivadas de la industria de la construcción, galvanoplastia, plantas de trabajo de metales, aportan altas concentraciones de metales pesados como: cobre (1.66 mg/g), zinc (2.2 mg/g), cromo (0.047 mg/g), en el sedimento de la corriente Fo Tan Nullah, principal tributario del río Shing Mun en Hong Kong. En este río se reportaron niveles altos de cadmio (460.047 mg/g), aluminio (114 mg/g). Debido a la contaminación, el uso del agua ha disminuido (Sin *et al.*, 2001). En el estuario de la ría de Huelva se han encontrado metales pesados como arsénico, cadmio y plomo; el 81.5 % de estos metales los aporta el río Odiel y el 32 % lo aporta el río Tinto. En ambos ríos, con actividad minera, se ha identificado la presencia de metales pesados (Sainz *et al.*, 2004).

2.3.4 Desarrollo de infraestructura

Las represas cambian drásticamente el caudal del río en el sitio donde se construyen, porque interrumpen el flujo natural de una corriente (Dudgeon, 2000; Pringle *et al.*, 2000). Un ejemplo del alto impacto de la construcción de presas sobre los ecosistemas se dio en la cuenca del río Columbia. La construcción de presas afectó el volumen, tiempo de descarga, profundidad, velocidad y turbidez del agua. Esto trajo como consecuencia que las poblaciones de esturión blanco (*Acipenser transmontanus*) quedaran fragmentadas y sean abundantes en algunas partes de la cuenca, en otras haya pocos ejemplares y en otras no estén presentes (Miller *et al.*, 1995). Otro ejemplo es en la costa del Pacífico de América del Norte (Washington, Oregón, California), donde la construcción de presas ha reducido el volumen de flujo y se ha desviado la dirección natural de las corrientes. Esto generó que 214 especies nativas de salmón estén en peligro de extinción, 100 especies nativas desaparecieran de la zona y 58 especies se catalogaran en riesgo moderado (Nehlsen *et al.*, 1991).

El desarrollo de infraestructura en los ríos afectan a las comunidades locales. La construcción de presas, como la Villita, Infiernillo y el complejo siderúrgico las Truchas, que se construyeron sobre el delta del río Balsas, tienen efectos negativos sobre la agricultura, pesca y el ambiente. La superficie agrícola disminuyó, se cambiaron patrones de cultivos, disminuyó la pesca y el servicio sustituyó a la agricultura como actividad predominante. Los desarrollos urbanos, asociados a la infraestructura creada, acentuó la contaminación del agua del río. Como consecuencia, en el año 2000, los pescadores presentaron una demanda de indemnización por \$136, 200,000 ante la Gerencia de Desarrollo Social de la CFE, por el azolvamiento y desaparición del estero el Gasolino, y la cancelación de proyectos productivos por la construcción de un sistema de recepción y almacenamiento de carbón. La CFE se negó a pagar, argumentando que el estero el Gasolino está ubicado en una propiedad federal y se puede depositar material de

dragado, producto de las actividades de la construcción de la terminal de recibo y almacenamiento de carbón y el depósito de cenizas; además de que contaba con las autorizaciones de impacto ambiental por parte del Instituto Nacional de Ecología (INE) y de la Administración Portuaria Integral de Lázaro Cárdenas (APILAC). Estos conflictos entre grupos de pescadores ribereños y empresas públicas y privadas son frecuentes y no se ha dado una solución a la problemática social y ecológica de la zona (Toledo y Bozada, 2002).

2.4 Concepto de estructura (integridad) y condición (salud) de un río

2.4.1 Condición de un río

Un río es saludable o con buena condición en la medida en que su uso por parte del ser humano sea sustentable y no se alteren sus funciones ecológicas, para evaluar la condición se monitorean organismos como: macroinvertebrados, peces y perifiton. Los cuales indican de forma integral la condición de río (Karr, 1999). Otro concepto similar es el de Norris *et al.* (2007) quienes mencionan que un río tiene una buena condición si éste genera bienes y servicios ecológicos a la sociedad. Para Costanza y Mageau (1999), un río tiene buena condición si es capaz de mantener su estructura y función a través del tiempo.

2.4.2 Integridad ecológica

Karr y Dudley (1981) definieron este concepto como la capacidad de un ecosistema acuático de soportar y mantener una comunidad de organismos adaptable, balanceada e integrada con una composición de especies, diversidad y organización funcional comparable a la comunidad de los ecosistemas naturales dentro de la misma región. También, se puede entender como un gradiente de condiciones, que van desde sitios perturbados, donde no existen condiciones aptas para la vida, hasta

sitos que mantienen organismos que son el resultado de procesos evolutivos y biogeográficos (Karr, 1999).

2.5 Enfoques para evaluar el estado o condición y la integridad de los ríos

El estado o condición de los ríos se determina mediante el enfoque holístico o de cuenca. Se utilizan dos métodos: el de índices bióticos integrados y el de modelos de predicción. Ambos métodos se basan en el concepto de integridad ecológica propuesto por Karr y Dudley (1981). Los resultados de la evaluación de la integridad ecológica indican en qué grado las actividades humanas impactan a un río. Entre las variables que pueden afectar la integridad ecológica por actividades humanas se encuentran:

1. La calidad del agua: acidez, alcalinidad, temperatura, turbidez, oxígeno disuelto, sustancias orgánicas o inorgánicas, metales pesados y sustancias tóxicas.
2. La estructura del hábitat: tipo de sustrato, profundidad del agua, velocidad de la corriente y complejidad espacio-temporal del hábitat físico.
3. El régimen del flujo: volumen de agua y variaciones del caudal.
4. Las fuentes de energía: tamaño, cantidad y tipo de la materia orgánica entrante y los cambios temporales en el patrón de suministros energéticos.
5. Las interacciones bióticas: competencia, depredación, enfermedades, parasitismo y mutualismo (Karr, 1991).

En el método de índices bióticos integrados, para evaluar la condición de un cuerpo de agua se deben seleccionar las variables representativas de la integridad ecológica como la estructura de la comunidad, la composición taxonómica, la condición individual y procesos biológicos (Gibson *et al.*, 1996). Considerando estas

variables, se han desarrollado índices biológicos integrados, los cuales integran en una única medida los valores de variables estructurales y funcionales de los componentes del sistema. El valor final del índice integrado para evaluar la condición de un sitio se compara con el valor de los sitios de referencia los cuales reflejan la condición mejor o ideal (Barbour *et al.*, 1996).

El primer trabajo realizado para medir la integridad ecológica fue mediante el Índice de Integridad Biótica (IBI) propuesto por Karr (1981). Se utilizó una comunidad de peces y se evaluaron doce variables dentro de cuatro categorías: riqueza y composición de especies, composición trófica y abundancia. Cada variable recibió un valor de cinco puntos si tenía una condición similar a la condición del sitio de referencia, un valor de un punto si difería y un valor de tres puntos si se encontraba en punto intermedio. La suma total de las doce variables determina la condición del sistema. Si éste está en buena condición, su valor estará entre 58 y 60 puntos; por el contrario, si el sistema tiene una condición mala el valor estará entre 12 a 22 puntos.

Otro método que emplea índices bióticos integrados es el desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA, Environmental Protection Agency) mediante los protocolos de evaluación biótica (RPB) en ecosistemas acuáticos (Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish) (Barbour *et al.*, 1999). Este protocolo de evaluación consiste en la integración de distintas métricas (metrics) de componentes bióticos, de hábitat y de calidad del agua. Para el componente biótico considera como indicadores a los macroinvertebrados, peces o algas. La selección de macroinvertebrados (Cuadro 1) para evaluar la condición de los ríos o corrientes es común.

Cuadro 1. Categorías y variables de macroinvertebrados en los RPB.

Categoría	Variable
Riqueza de especies	Número total de taxa, número de taxa ⁽¹⁾ EPT, número de taxa Ephemeroptera, número de taxa Plecoptera, número de taxa Trichoptera
Composición de especies	% EPT, % Ephemeroptera
Medidas de tolerancia e intolerancia	Número de taxa intolerantes, % de organismos tolerantes, % del taxa dominante
Tipo de alimentación	% de filtradores, % de raspadores y herbívoros
Hábitat	Número de taxa agarradores, % de agarradores.

⁽¹⁾ E = Ephemeroptera, P = Plecoptera, T = Trichoptera

Entre las ventajas de los índices bióticos integrados se encuentran: un valor único que reúne los valores de diferentes métricas calculadas, el cual es comparado con un valor de óptimo de condición, lo que facilita su interpretación; la sensibilidad de las métricas ante las perturbaciones humanas y el bajo costo económico (Barbour *et al.*, 1996). Entre las desventajas se encuentran: variables elegidas de forma empírica, debido a que no hay métricas definidas para evaluar la integridad biótica, y la eliminación de organismos en el proceso, lo que trae como consecuencia pérdida de información (Norris y Hawkins, 2000).

En los modelos de predicción la condición de los ríos se evalúa mediante la diferencia de la biota (macroinvertebrados) en sitios impactados y de referencia, estos se relacionan con parámetros físico-químicos medidos (Norris y Hawkins, 2000). Aunado a la evaluación de la biota, también se evalúa el hábitat y las condiciones de la cuenca, ya que un río con buena condición está presente en una cuenca sana (Norris *et al.*, 2001). Entre los modelos de predicción más empleados se encuentran: RIVPACS (River Invertebrate Prediction And Clasification System) en el Reino Unido (Wright, 2000); del cual se derivan los siguientes modelos el AUSRIVAS (Australian River Assessment Scheme Model) en Australia (Parson y

Norris, 1996), BEAST (Benthic Assessment of Sediment) en Canadá (Reynoldson *et al.*, 1995), ANNA (Assessment by Nearest Neighbor Analysis) en el oeste de Australia (Linke *et al.*, 2005). En estos modelos se predice la composición de organismos a partir de parámetros físico-químicos o ambientales en sitios de referencia (no presentan descargas de aguas residuales ni alteración de hábitat) (Segnini, 2003), como en los sitios perturbados. Estos últimos, se comparan con los primeros en cuanto al número total de organismos encontrados. La diferencia o pérdida de organismos indica la pérdida de condición óptima de los sitios.

CAPÍTULO III. MARCO DE REFERENCIA

3.1 Área de estudio

El estudio se realizó en el río Zahuapan, dentro de la subcuenca que lleva el mismo nombre (Figura 1). El río Zahuapan se divide en dos segmentos. El primero tiene una longitud de 23 km desde su nacimiento en la sierra de Tlaxco hasta la presa Atlangatepec. El segundo segmento mide 75 km de la presa hasta su unión con el río Atoyac (Muñoz-Nava *et al.*, 2012). En la subcuenca está asentada el 61.18 % de la población del estado del Tlaxcala (INEGI, 2010b) y se tiene la presencia de una zona industrial importante.

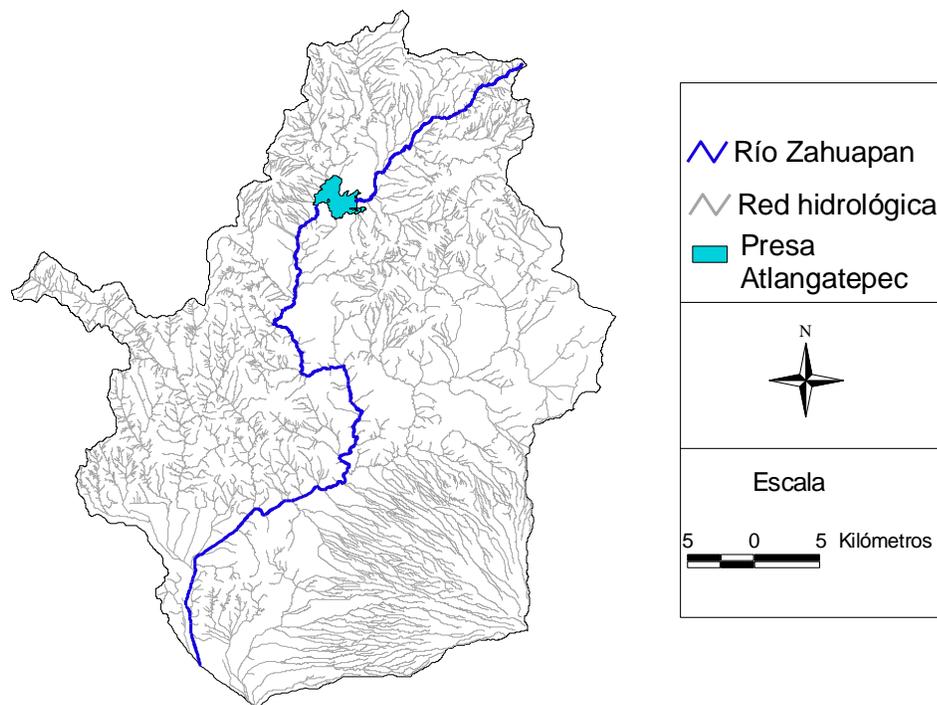


Figura 1. Subcuenca del río Zahuapan.

3.2 Clima

En la subcuenca se tiene una variación importante de climas. Está presente el clima templado subhúmedo C(w1) con índice de humedad de Lang de 43.2 a 55 y porcentaje de lluvia invernal del 5 % al 10.2 % del total anual. El templado subhúmedo C(w2) con índice de humedad de Lang mayor a 55 y porcentaje de lluvia invernal del 5 al 10.2 % del total anual. El semifrío subhúmedo Cb'(w2) con un porcentaje de lluvia invernal del 5 al 10.2 % del total anual (Figura 2). La temperatura en la zona está en un rango de -3° C a 22°C (García y CONABIO, 1998).

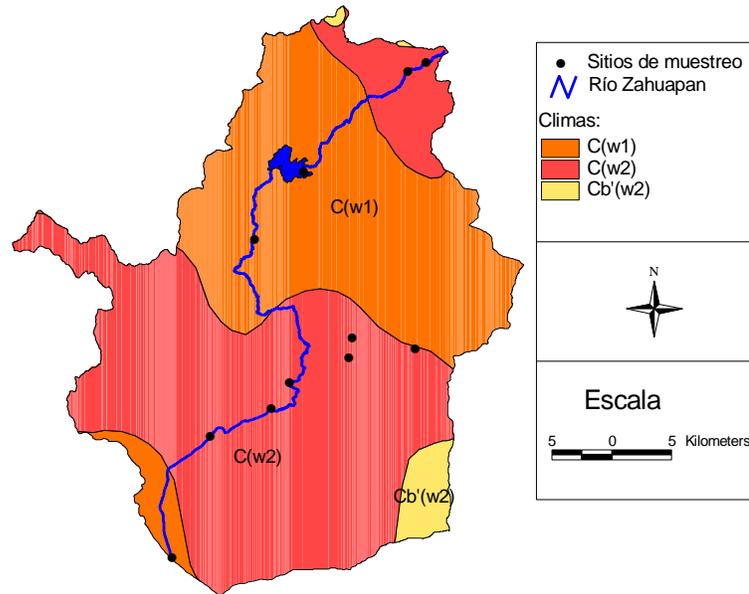


Figura 2. Climas en la subcuenca del río Zahuapan.

3.3 Edafología

En la subcuenca del río Zahuapan hay nueve tipos de suelo (Figura 3). El Andosol húmico, el Regosol dístico y el Foezem háplico se distribuyen en la parte norte. En el centro se encuentra el Cambisol éutrico, el Litosol y el Vertisol pélico. En el sur se presenta el Regosol éutrico, el Foezem calcárico y el Fluvisol éutrico (INIFAP y CONABIO, 1995).

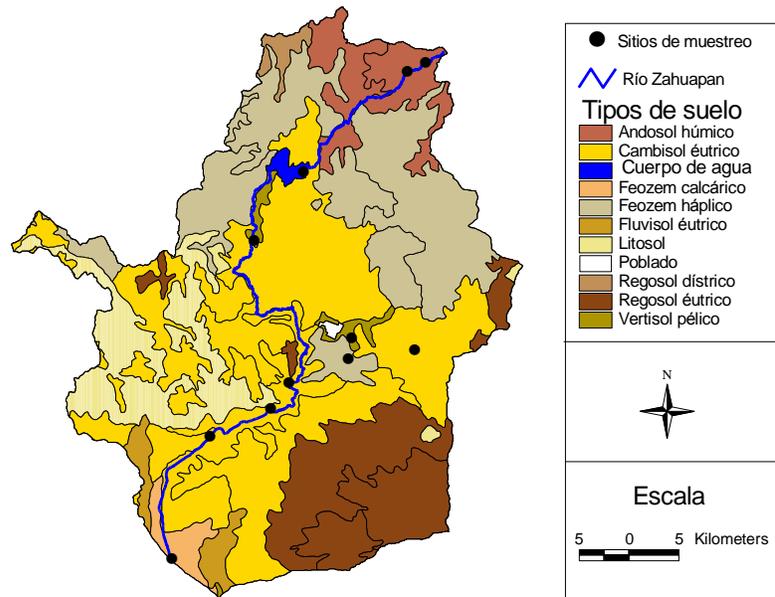


Figura 3. Suelos en la subcuenca del río Zahuapan.

3.4 Vegetación

En la zona de estudio los tipos de vegetación que predominan son el pastizal, el bosque de táscate, el bosque de pino y el bosque de encino. Los que tienen menor representación son el bosque de pino-encino, el bosque de oyamel y la pradera de alta montaña. Sin embargo, los asentamientos humanos y la agricultura abarcan un área similar a la ocupada por los tipos de vegetación (Figura 4) (INEGI, 2010a).

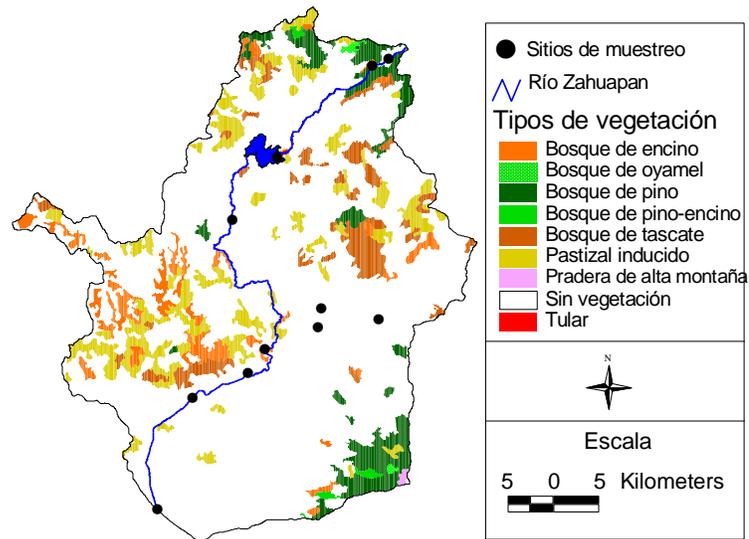


Figura 4. Tipos de vegetación en la subcuenca del río Zahuapan.

CAPÍTULO IV. MATERIALES Y MÉTODOS

La evaluación de la condición del río comprendió la condición de hábitat, la condición biótica y la condición de calidad del agua (parámetros físico-químicos) en sitios representativos de factores que inciden en la condición del río.

4.1 Identificación de zonas agrícolas, urbanas e industriales, y sitios de descarga de aguas residuales

A través de fuentes secundarias, cartografía del Instituto Nacional de Estadística y Geografía y un recorrido de campo se identificaron los factores principales que afectan la calidad de agua del río. Tres factores se consideraron determinantes: la presencia de agricultura de riego, la presencia de áreas urbanas e industriales y la ubicación de sitios puntuales de contaminación (descargas de aguas residuales). Para ubicar las zonas agrícolas dentro de la subcuenca se utilizó la cartografía de uso de suelo y vegetación serie IV (INEGI, 2010a). Las zonas urbanas e industriales fueron ubicadas mediante uso del conjunto topográfico de la zona de estudio (INEGI, 1999). Los sitios de descarga de aguas residuales fueron ubicados mediante el uso de LOCREDPA, un sistema de información de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA, 2012).

4.2 Ubicación de sitios de muestreo

De acuerdo con la delimitación de zonas agrícolas, urbanas e industriales y los sitios de descarga de aguas residuales y áreas donde la perturbación por actividades humanas es mínima, se ubicaron sitios perturbados y de referencia para la evaluación de la condición del río (Cuadro 2, Figura 5). Se ubicaron en la subcuenca del río Zahuapan dos sitios de referencia con mínima perturbación (Figuras 6 y 7), de acuerdo a lo indicado por Reynoldson *et al.* (1997) y Segnini (2003). Se utilizó cartografía digital de uso de suelo y vegetación, serie IV (INEGI, 2010a), y se

corroboró con recorridos de campo. En estos sitios no hay descargas de aguas residuales sobre el cauce, el uso principal del suelo es de bosque sin presencia de obras o asentamientos urbanos. Estos sitios se ubicaron cerca del nacimiento del río Zahuapan, en la parte norte de la subcuenca, en la zona con bosque (Figura 5).

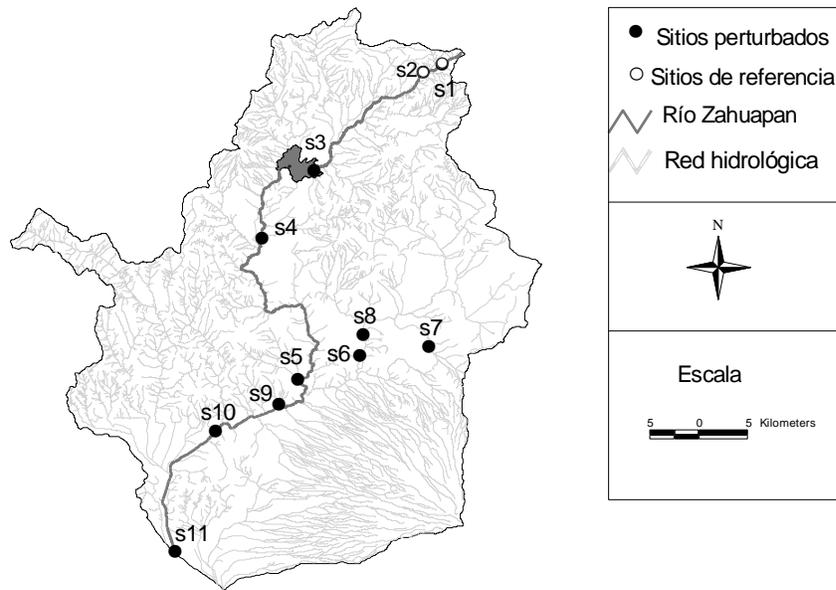


Figura 5. Ubicación de los sitios de referencia.

Cuadro 2. Atributos físicos de los sitios

Sitios	Latitud	Longitud	Altitud m	Uso del suelo
S1	98° 3' 3.26"	19° 39' 7.54"	3029	Bosque
S2	98° 4' 5.67"	19° 38' 39.4"	2869	Bosque
S3	98° 10' 2.88"	19° 33' 15.91"	2503	Agrícola - Pastizal
S4	98° 12' 53.06"	19° 29' 36.11"	2477	Agrícola
S5	98° 10' 55.25"	19° 21' 52.01"	2308	Urbano
S6	98° 7' 34.00"	19° 23' 10.68"	2386	Industrial -urbano

Cuadro 2. Continuación...

Sitios	Latitud	Longitud	Altitud m	Uso del suelo
S7	98° 3' 46.83"	19° 23' 38.47"	2462	Industrial
S8	98° 7' 21.96"	19° 24' 16.95"	2399	Industrial – urbano
S9	98° 11' 57.94"	19° 20' 27.84"	2265	Urbano
S10	98° 17' 26.33"	19° 19' 0.95"	2229	Urbano
S11	98° 17' 39.44"	19° 12' 24.54"	2208	Agrícola

Se ubicaron otros nueve sitios en donde se tiene influencia de actividades humanas. Tres de los sitios se localizaron en el área de agricultura de riego. Tres en una zona de influencia de menos de cinco kilómetros de ciudades de más de cinco mil habitantes. Otros tres sitios fueron representativos de áreas urbano-industriales, con presencia de fuentes puntuales de contaminación (Figuras 8, 9, 10 y 11). Los sitios de muestreo en la subcuenca del río Zahuapan tienen un rango altitudinal de 3029 a 2208 m y presentan diferentes usos de suelo, en el que predomina el uso del suelo urbano (Cuadro 2).



Figura 6. Hábitat del sitio de referencia 1.



Figura 7. Hábitat del sitio de referencia 2.



Figura 8. Sitio con hábitat perturbado por erosión de taludes y acumulación de sedimentos.



Figura 9. Sitio con hábitat perturbado por canalización del río.



Figura 10. Hábitat perturbado por acumulación de sedimentos sobre el sustrato del río.



Figura11. Sitio con hábitat perturbado por deterioro de la vegetación ribereña.

4.3 Evaluación de la condición de hábitat de los sitios

Una vez ubicado y georreferenciado el tramo del río para su análisis, primero se evaluaron los parámetros de hábitat y características físicas del sitio. Enseguida se midió el oxígeno y temperatura del agua de los sitios y se tomó una muestra del agua de 600 ml con un envase de PET, la cual fue colocada en una hielera portátil hasta su análisis en laboratorio. Finalmente, se colectaron los macroinvertebrados presentes en los sitios de muestreo. Esto se realizó durante la primera quincena del mes mayo del año 2013, de 8:30 am a 12:00 pm.

La caracterización física y la evaluación de los parámetros de hábitat de los sitios de muestreo se realizó mediante el procedimiento propuesto por Barbour *et al.* (1999). Es una metodología de valoración semicuantitativa, de enfoque multimétrico (Richards y Horn, 2005). El enfoque multimétrico considera que una serie de parámetros diferentes pueden servir como vectores de las condiciones ambientales, y que a través de ellos se pueden representar influencias antropogénicas y pueden sumarse o promediarse sus valores en un valor total único. La métrica puede ser

evaluada como un porcentaje de cambio en relación a un estado de referencia, o como una variable categórica (pobre, marginal, subóptimo y óptimo). En este estudio se evaluaron las 10 variables listadas en el Cuadro 3 y detallados en el Anexo 1, con las categorías y valores indicados. Para cada sitio se sumaron los valores de todos los parámetros para obtener una calificación agregada (Barbour *et al.*, 1999; Kentucky Division of Water, 2011); esta calificación se dividió entre 200, que es el valor máximo posible, y se utilizaron los rangos del Cuadro 4 (VANR, 2004) para evaluar la condición particular de cada sitio.

Cuadro 3. Valores de los parámetros de hábitat y condición de hábitat de los sitios.

Parámetro		Condición			
		Óptima	Subóptima	Marginal	Pobre
Alteración del cauce		20-16	15-11	10-6	5-0
Estado del cauce		20-16	15-11	10-6	5-0
Cubrimiento de cantos por sedimentos		20-16	15-11	10-6	5-0
Estabilidad del banco	Derecho	10-9	8-6	5-3	2-0
	Izquierdo	10-9	8-6	5-3	2-0
Regímenes de velocidad y profundidad		20-16	15-11	10-6	5-0
Sustrato para la epifauna		20-16	15-11	10-6	5-0
Frecuencia de rápidos		20-16	15-11	10-6	5-0
Ancho de la zona ribereña del banco	Derecho	10-9	8-6	5-3	2-0
	Izquierdo	10-9	8-6	5-3	2-0
Depósito de sedimento		20-16	15-11	10-6	5-0
Protección vegetal del banco	Derecho	10-9	8-6	5-3	2-0
	Izquierdo	10-9	8-6	5-3	2-0
Total		(200-166)	(153-113)	(100-60)	(47-0)

Cuadro 4. Valores de las condiciones de hábitat de los sitios.

Calificación	Condición del sitio
0.85 – 1.00	Óptima
0.65 – 0.84	Subóptima
0.35 – 0.64	Marginal
0.00 – 0.34	Pobre

4.4 Evaluación de la condición biótica de los sitios

4.4.1 Muestreo de macroinvertebrados

En los sitios de muestreo se delimitó un segmento del río de 100 metros de longitud. En este segmento se identificaron los tipos de hábitat (cantos rodados, tocones, bancos con vegetación, macrófitas sumergidas y arena) y la proporción de hábitat ocupado por cada uno de ellos. Posteriormente, se colectaron los macroinvertebrados con el uso de una red rectangular de 0.5 m de ancho por 0.3 m de altura, con apertura de malla de 500 μ m (Figura 12). El muestreo en el segmento se inició aguas abajo (parte baja) con dirección aguas arriba. Se dieron un total de veinte golpes con la red sobre el lecho del río para dispersar y colectar a los organismos. El número de golpes se asignó de acuerdo a la proporción de cada tipo de hábitat. Por ejemplo, si en el sitio el 50 % del hábitat era de cantos rodados, entonces en este hábitat se dieron 10 golpes con la red y el resto de los golpes se distribuyen a los hábitats restantes (tocones, bancos con vegetación, macrófitas sumergidas, arena). El contenido de la red se colocó en recipientes de plástico con alcohol al 95 % para conservar las estructuras de los organismos, retirándose la mayor parte de residuos orgánicos para facilitar el submuestreo de organismos.



Figura 12. Red para la colecta de macroinvertebrados.

El submuestreo se realizó en el laboratorio. Los organismos se colocaron en una charola de plástico numerada y marcada con 30 cuadrículas de 6 X 6 cm. Con una tabla de números aleatorios se seleccionó una cuadrícula y se extrajeron con una pinza los macroinvertebrados presentes, repitiéndose el procedimiento hasta obtener 250 organismos, los cuales se colocaron en una charola limpia con agua. Los macroinvertebrados fueron identificados hasta nivel familia con la ayuda de un microscopio estereoscópico (Figura 13) y claves de identificación de Bouchard (2004), Oscoz (2009), Serrano y Zepeda (2010) y Gutiérrez-Fonseca (2010).



Figura 13. Ejemplar de la familia *Baetidae* vista al microscopio.

4.4.2 Desarrollo del índice de condición biótica de los sitios

Con las familias identificadas y el número de individuos por familia se calcularon las métricas para cada sitio: número total de familias; número de familias de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera; número de familias del orden Trichoptera; % de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera); % Ephemeroptera; % de organismos tolerantes; Índice biótico de Hilsenhoff (IBH); % de familia dominante; % raspadores; % de depredadores; % colectores; % filtradores y % fragmentadores.

Para seleccionar las métricas necesarias para calcular el índice de la condición de los sitios se realizaron tres análisis. En el primero se realizó un análisis de correlación de Spearman entre las métricas calculadas para eliminar métricas altamente correlacionadas entre sí, mediante el uso del programa estadístico SPSS versión 15.0, tomando como criterio de evaluación para eliminar parámetros un coeficiente de correlación mayor a 0.8. El segundo consistió en un análisis de la intensidad de la señal de perturbación entre los sitios de referencia y los sitios perturbados por factores humanos, medido como la relación de promedios de los

sitios de referencia y los sitios perturbados para cada factor de perturbación (Herbst y Silldorff, 2009); considerando las métricas con relaciones de medias mayores de 2 o menores de 0.5, debido a que los valores altos o cercanos a cero de cada una de ellas indican perturbación de los sitios. El tercer criterio se basó en un análisis gráfico de la relación de las métricas con tres gradientes de las condiciones ambientales fuertemente relacionadas con las perturbaciones humanas (Herbst y Silldorff, 2009): conductividad, cubrimiento de cantos rodados por sedimentos finos y ancho de la zona ribereña; tomando en consideración los parámetros que muestran una variación de sus valores con los gradientes de perturbación.

Una vez seleccionadas las métricas para el cálculo del índice de condición biótica, se utilizó el Cuadro 6 (Plafkin *et al.*, 1989) para obtener un puntaje de la métrica. Cuando se requirió comparar con un sitio de referencia, se utilizó el sitio S1 (para los sitios de referencia el porcentaje calculado es del 100 %). Por ejemplo, si el valor del número total de familias del sitio de referencia fue 20 y el de un sitio perturbado fue 11, se calculó como: $(11/20) \times 100 = 55 \%$. De acuerdo al Cuadro 5, se asignaría un puntaje de 3. Para calcular el puntaje de IBH, el Cuadro 6 indica que en este caso se divide el valor del sitio de referencia sobre el valor del sitio perturbado y se multiplica por 100.

Cuadro 5. Criterios de puntaje para la caracterización de la condición biótica.

Métricas	Criterios de puntaje de la condición biológica		
	6	3	0
Número total de familias (a)	> 80 %	80 - 40 %	< 40 %
IBH (b)	> 85 %	85 - 50 %	< 50 %
Índice EPT (a)	> 90 %	90 - 70 %	< 70 %
Porcentaje de la familia dominante (d)	< 30 %	50 - 30 %	< 30 %
Índice de pérdida de familias (e)	<0.5 %	0.5 - 4 %	> 4 %
Relación raspadores/filtradores colectores (a, c)	> 50 %	25 - 50 %	< 25 %
Relación EPT y abundancia de <i>Chironomidae</i> (a)	> 75 %	25 - 75%	< 25 %
% Fragmentadores (a)	> 50 %	50 - 25 %	< 25 %

(a) Valor del sitio impactado/valor de referencia x 100; (b) Valor del sitio de referencia/valor del sitio impactado x 100; (c) La determinación del grupo funcional de alimentación es independiente de la agrupación taxonómica; (d) Se utiliza el porcentaje estimado para cada sitio perturbado, sin comparar con el de referencia; Se ubica el valor de la métrica en los rangos del cuadro (Fuente: Platkin *et al.*, 1989)

Se obtuvo la suma de puntaje de todas las métricas para cada sitio. Posteriormente se calculó el porcentaje que representó el puntaje de los sitios perturbados con relación al puntaje del sitio de referencia (sitio S1). Por ejemplo, si en el sitio de referencia se obtuvo un puntaje de 44 y en un sitio perturbado un puntaje de 26: $(26/44) \times 100 = 59 \%$. El valor obtenido (% de referencia) se comparó con los valores del Cuadro 6 para determinar la condición biótica del sitio.

Cuadro 6. Condición biótica de los sitios.

% de referencia	Condición biótica	Características
> 79 %	Óptima (No impactada)	Comparable con los sitios de referencia, composición trófica balanceada, así como una comunidad con dominancia y composición adecuada para el tamaño de la corriente, con un hábitat óptimo.
72-29 %	Subóptima (Moderadamente impactada)	Pérdida de familias intolerantes reducción del índice EPT.
<21 %	Pobre (Severamente impactada)	Solo familias tolerantes están presentes (1 o 2) generalmente.

Plafkin *et al.* (1989)

4.5 Evaluación de la condición de calidad de agua de los sitios

4.5.1 Medición de los parámetros físico-químicos

Diez parámetros de calidad de agua (pH, conductividad eléctrica, salinidad, total de sólidos disueltos, fósforo total, temperatura del agua, oxígeno disuelto, demanda biológica de oxígeno, amonio y amoniaco) fueron determinados. La temperatura y el oxígeno disuelto se midieron en los sitios de muestreo con el uso de un oxímetro marca HANNA, modelo HI 8043. Para medir los parámetros restantes se tomó una muestra de agua de 600 ml con un envase de PET y se determinaron en laboratorio. Los parámetros de pH, conductividad eléctrica, salinidad, total de sólidos disueltos se midieron con un multiparámetro de calidad del agua marca HACH modelo Sension 156. El fósforo total se determinó por el método de PhosVer® 3 con digestión de persulfato ácido (HACH, 2003). En un tubo para fósforo total e hidrolizable con ácido se colocó 5 ml de la muestra de agua con una pipeta TeenSett y con un embudo se agregó el contenido de un sobre de persulfato de potasio. De forma manual se

homogeneizó el contenido del tubo de ensayo y se colocó en el reactor DRB 200 de la marca HACH, previamente calentado a una temperatura de 150° C, por treinta minutos. Se retiró el tubo de ensayo del reactor y se dejó enfriar. Con una pipeta TeenSett se agregaron 2 ml de hidróxido de sodio al 1.54 N. Con un paño húmedo y otro seco se limpió el exterior del tubo y se colocó en una celda del reactor para marcar 0.00 mg/l de fosfato. Se utilizó un embudo para agregar en el tubo de ensayo el contenido de un sobre de PhosVer 3; se homogeneizó manualmente de 10 a 15 segundos, se limpió el tubo de ensayo con un paño para colocarla en el reactor y, después de 2 minutos, se registró la cantidad de fósforo total de la muestra.

La concentración de amonio se midió por el método de salicilato (HACH, 2003). En un tubo de ensayo N con el diluyente Am Ver™ se colocó 0.1 ml de la muestra de agua. En otro tubo similar se agregó 0.1 ml de agua sin amoniaco. A cada tubo se agregó el contenido de un sobre de salicilato de amonio para 5 ml de muestra, y un sobre de cianuro de amonio. Se homogeneizó de forma manual y se colocó en el espectrofotómetro marca HACH DR 2800 el tubo con agua libre de amoniaco, presionado el botón zero para obtener una lectura de 0.0 mg/l NH₃-N. Posteriormente, se colocó en el espectrofotómetro el tubo con el agua de la muestra para obtener la lectura de mg/l NH₃-N. El amoniaco se determinó mediante la siguiente fórmula (Steffens, 1981):

Amoniaco= (Valor del amonio) (porcentaje valor de la tabla / 100)

Porcentaje valor de la tabla = se obtiene al relacionar los valores medidos de temperatura y de pH.

Para determinar la demanda biológica de oxígeno (DBO₅) se usó el procedimiento HACH GGA (glucosa/ácido glutámico) con un medidor BOD Trak™ II marca HACH. Se agregaron 30 ml de agua desionizada a una probeta graduada de 200 ml. Con una pipeta volumétrica se transfirieron 8 ml de solución Hach GGA a la probeta y se agregó un sobre de solución tampón de nutrientes. Con una pipeta Tensette se agregó el inóculo y se diluyó a 160 ml con agua desionizada. El contenido se transfirió a la botella BODTrack II, colocándose una barra agitadora dentro de ella y

un tapón hermético en su cuello; con una espátula se agregaron dos comprimidos de hidróxido de potasio en el tapón hermético. Las botellas se colocaron en el chasis del BODTrack II con sus tubos correspondientes. Se colocaron en la incubadora a una temperatura de 20 ± 1 °C por cinco días para su lectura (HACH, 2008)

4.5.2 Desarrollo del índice de condición de calidad del agua

Para evaluar la condición de los sitios con base en los parámetros físico-químicos obtenidos se calculó un índice de calidad de agua (ICA), de acuerdo a los lineamientos propuestos por el Consejo Ambiental de Ministros de Canadá (CCME, 2001). El índice de calidad de agua combina tres factores: el porcentaje de variables que no cumplen con un valor de referencia (F_1), el porcentaje de valores individuales que no cumplen con el valor de referencia (F_2) y el valor o amplitud con el que no se cumplió con el valor de referencia (F_3).

El porcentaje de variables que no cumplen con un valor de referencia (F_1), se estima como:

$F_1 = (\text{Número de variables que no cumplen con el valor de referencia} / \text{Número total de variables}) \times 100.$

Se utilizaron siete variables para calcular el índice: temperatura, demanda biológica de oxígeno, fósforo total, oxígeno disuelto, pH, amonio y total de sólidos disueltos. Debido a que en México no existen valores de referencia para los parámetros físico-químicos de calidad de agua en ríos, los parámetros de fósforo total, demanda biológica de oxígeno (DBO_5) y temperatura se compararon con los valores de la NOM-001-SEMARNAT-1996, la cual establece los límites máximos permisibles en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales para la protección de la vida acuática. Los valores de referencia para el oxígeno disuelto, amonio y pH se establecieron de acuerdo a la norma canadiense para la protección de vida acuática (CCME, 2008). El valor de referencia del total de sólidos disueltos en ríos

se basó en los valores establecido por el Departamento de Recursos Naturales del Estado de Iowa (IDNR, 2009), debido a que los reportes de valores de referencia para este parámetro es limitado en la literatura internacional.

El valor de F2 se estimó como:

$$F2 = (\text{Número de parámetros que no cumplen con el valor de referencia} / \text{Total de parámetros medidos}) \times 100$$

El valor de F3 se calcula mediante los siguientes pasos:

a) Se calculó el número de veces (“excursión”) que el valor individual de un parámetro es mayor que (o menor que, si el valor de referencia es mínimo) el máximo (mínimo) permisible, de acuerdo al objetivo establecido; en este caso, la protección de la vida acuática. En el primer caso, la excursión (e) se calculó como:

$$e = (\text{Valor del parámetro } i \text{ que no cumple con el valor de referencia} / \text{Valor de referencia } j \text{ para el parámetro } i) - 1$$

En el segundo caso se calculó como:

$$e = (\text{Valor de referencia } j \text{ para el parámetro } i / \text{Valor del parámetro } i \text{ que no cumple con el valor de referencia}) - 1$$

b) La cantidad total de las pruebas que están fuera de los límites permisibles se obtuvo sumando la excursión de las pruebas individuales y dividiéndolas por el número total de pruebas (que incluye las pruebas que estuvieron dentro y fuera de los límites permisibles). Esto es la suma normalizada de excursiones (sne):

$$Sne = [\sum \text{excursión}_i] / \text{Número de pruebas}$$

c) F3 fue calculada como una función asintótica que escala la suma normalizada de excursiones (sne) para dar un rango de 0 a 100, mediante la siguiente ecuación:

$$F3 = [sne / (0.01nse + 0.01)]$$

El índice global se obtuvo sumando F1, F2 y F3 como si fueran vectores. La suma de cuadrados de cada factor (F) es igual al cuadrado del índice. El índice es un espacio tridimensional definido por cada factor en cada eje y cambia de manera proporcional al cambio de cada factor. El valor final del índice se obtiene con la siguiente fórmula:

$$ICA = 100 - [\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2} / 1.732]$$

El valor de 1.732 normaliza los valores resultantes a un rango de 0 a 100, donde 0 representa la peor condición de calidad de agua y 100 la mejor condición.

Los valores obtenidos del ICA se compararon con las categorías de condición de calidad del agua del Cuadro 7.

Cuadro 7. Categorías del índice de calidad de agua.

Categoría	Valor del índice	Características
Excelente	95-100	Calidad del agua sin deterioro o perturbación similar a sitios prístinos
Buena	94-80	Calidad del agua con menor grado de deterioro con respecto a la excelente, en pocas ocasiones pueden no ser similares a las naturales.
Favorable	79-65	Calidad del agua con perturbación ocasional
Marginal	64-45	Calidad del agua con frecuente perturbación
Pobre	44-0	Calidad del agua con perturbación permanente

4.5.3 Agrupación de los sitios por parámetros físico-químicos y su relación con las métricas de la evaluación biótica

Se realizó un análisis de conglomerados, utilizando el programa SPSS versión 15.0, de los datos de cada parámetro para identificar grupos homogéneos de los sitios. También se hizo un análisis de correlación de Spearman entre los datos físico-químicos y las métricas calculadas para la condición biótica.

4.5.4 Integración de los tres índices

Se tabularon los tres índices (biótico, de hábitat y de calidad del agua), para establecer un índice integrado. Se tomó la moda de la categoría de condición de hábitat como la condición representativa del sitio.

CAPÍTULO V. FACTORES ASOCIADOS A LA PERTURBACIÓN DE LA CONDICIÓN ECOLÓGICA DEL RÍO ZAHUAPAN

5.1 Fuentes puntuales de contaminación del río Zahuapan

Las fuentes de contaminación del río más visibles son las descargas directas de aguas residuales (fuentes puntuales de contaminación). Sobre el río Zahuapan y sus tributarios se vierten cuatro tipos de descargas (Figura 14): industriales, de servicios, público-urbanas y pecuarias (CONAGUA, 2012). La descarga total de agua residual reportada para el río es de 43530656.95 l/día (43530.67 m³/día).

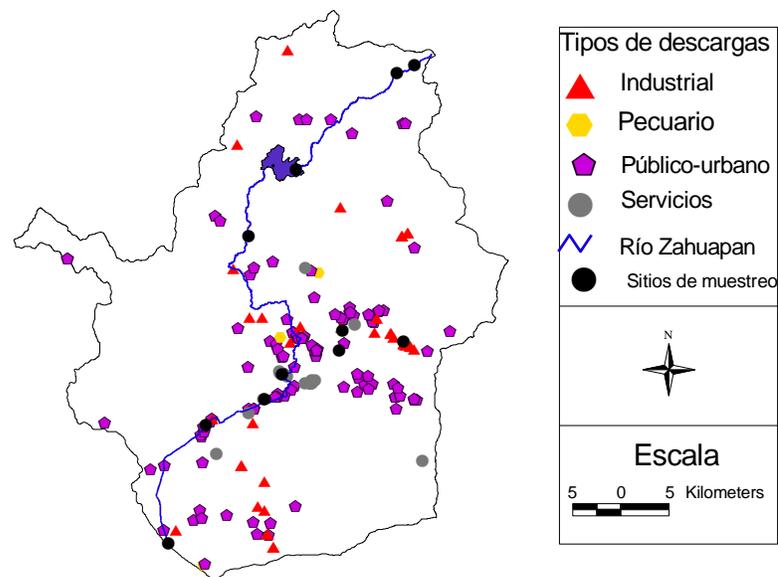


Figura 14. Descargas de aguas residuales en la subcuenca del río Zahuapan.

5.1.1 Descargas de aguas residuales derivadas de uso público - urbano

El tipo de descarga que mayor volumen vierte sobre la red hidrológica es el público-urbano (Figura 15), con una descarga de 40613497 l/día (Cuadro 8).

Las zonas urbanas se concentran en su mayoría en la parte centro-sur de la subcuenca (Figura 16). Estas zonas son generadoras de aguas residuales. El agua residual generada por estas zonas se vierte al río, generalmente sin previo tratamiento. Es en estas zonas donde la apariencia del río genera un olor y apariencia semejante a un drenaje a cielo abierto. Las principales zonas urbanas son: Apizaco, Amaxac de Guerrero, Santa Anna Chiautempan, La Magdalena Tlaltelulco, Santa Isabel Tetlatlauca, San José Teacalco, San Andrés Ahuashuapetec, Tlaxco, Tlaxcala, Tetla de la Solidaridad, Xaloztoc, Yauquemecan y Zacatelco (INEGI, 1999).



Figura 15. Descarga generada en el municipio de Tlaxco.

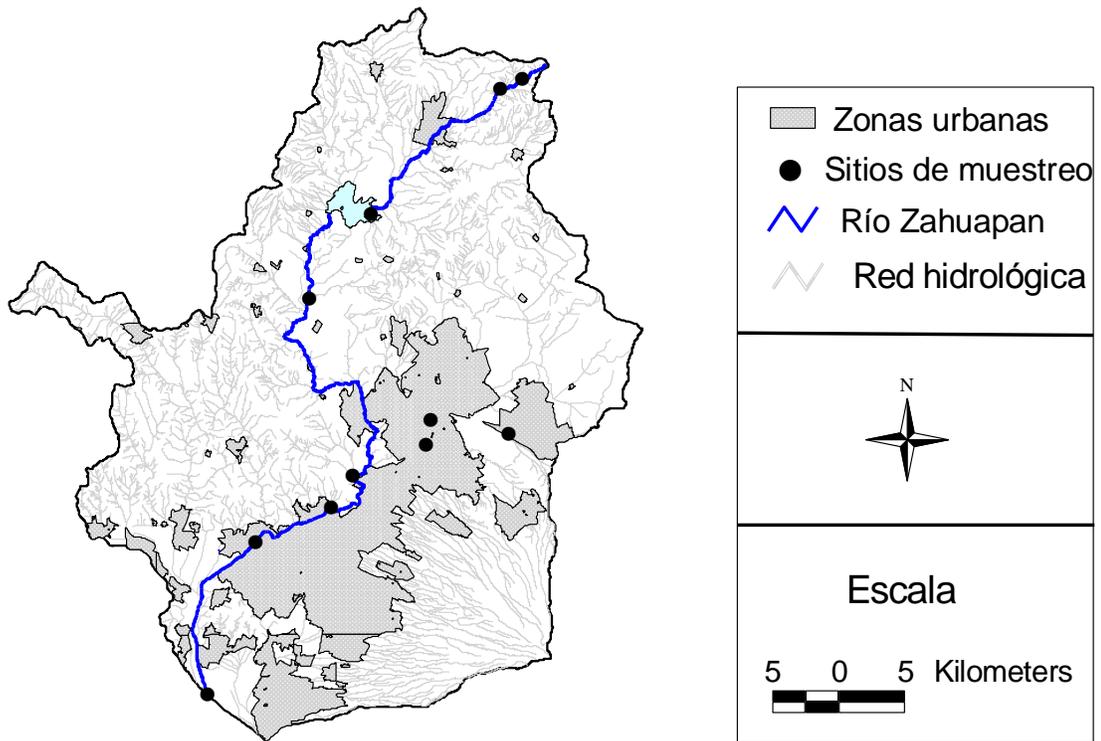


Figura 16. Zonas urbanas en la subcuenca del río Zahuapan.

Cuadro 8. Volumen de descargas en la red hidrológica de la subcuenca del río Zahuapan.

Tipo de descarga	Volumen de descarga (l/día)
Público-urbano	40613497.00
Industrial	2818514.30
Pecuario	5840.00
Servicios	92805.65
Total	43530656.95

Las descargas de aguas residuales industriales son las fuentes potenciales de contaminantes de más riesgo para la salud humana y para los ecosistemas (García-Nieto *et al.*, 2011), ya que contienen metales pesados como el plomo y arsénico, los cuales se han encontrado en altos niveles en la zona. Hay registros de que la actividad alfarera en la Trinidad Tenexyecac, Ixtacuixtla, Tlax. , es la que contribuye con la liberación de plomo con niveles de 11.8 a 12150 mg/kg en suelo superficial (García-Nieto *et al.*, 2011). Así mismo, en la subcuenca del Alto Atoyac, se han reportado niveles de arsénico en un rango de 0.06 a 0.87 mg/l en agua y de 1.3 a 127 mg/kg en sedimento; y el plomo en niveles de 1.05 mg/l en agua y 89.5 mg/kg en sedimento. Estos niveles sobrepasan los límites establecidos para la protección acuática y para el consumo humano. Otras fuentes industriales de contaminantes son los talleres de costura que arrojan aguas residuales con alto contenido de pinturas utilizadas en el lavado de mezclilla (E-consulta, 2013).

5.2 Actividades agropecuarias

La agricultura de riego, como fuente potencial de contaminación difusa, se presenta en dos zonas de la subcuenca. La primera se ubica en la parte norte, aguas abajo de la presa Atlangatepec, con una superficie de 374.82 ha (Figura 17) (INEGI, 2010a). Aunque es una superficie pequeña, junto con algunas descargas de agua residuales de uso público- urbano, es el principal factor de alteración de la condición del río Zahuapan en esta parte. En la parte sur, en la salida de la subcuenca, se localiza la otra zona importante de agricultura de riego, con una superficie de 9968.95 ha. Los principales cultivos de esta agricultura son el maíz, frijol, haba, avena forrajera, espinaca, cilantro y tomate verde. Este tipo de agricultura es una fuente potencial de contaminación difusa sobre el río Zahuapan, debido al uso de fertilizantes, productos foliares y pesticidas que se utilizan en las tierras agrícolas y son arrastrados hacia el río (García-Nieto *et al.*, 2011). Entre los agroquímicos que se utilizan son los herbicidas: Cuproquat, Gramoxone, 2,4 D (ácido 2,4 diclorofenoxiacético) y el insecticida Tamaron. Pesticidas tóxicos tanto para el humano como para otros organismos (Palma y Morales, 2011).

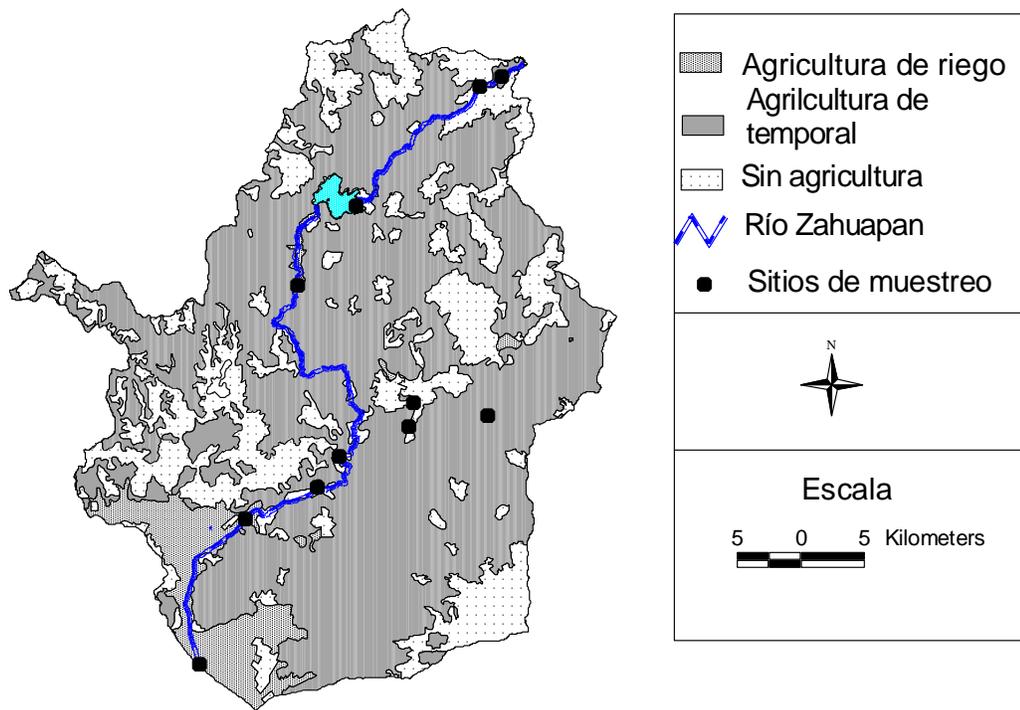


Figura 17. Zonas agrícolas.

Una fuente potencial de contaminación del río Zahuapan es la presencia de rastros (mataderos). La Comisión Estatal para la Protección de Riesgos Sanitarios de Tlaxcala (COEPRIST) ha clausurado rastros que además de incumplir con las normas de salubridad, operaban de manera clandestina (Síntesis, 2014). En la subcuenca del río Zahuapan se ubican cinco rastros que procesan carne de ganado vacuno, porcino y ovino. Tres de ellos son de tipo municipal, ubicados en los municipios de Apizaco, Tlaxco y Tlaxcala; uno privado en el municipio de Chiautempan y uno de Tipo Inspección Federal (TIF) en el municipio de Ixtacuixtla (SIAP, 2007; CNSPBC, 2009). La ubicación de uno de ellos concuerda con una descarga pecuaria registrada por CONAGUA (2012), justo en el centro de la

subcuenca (Figura 18). Las descargas pecuarias generan un volumen total de 5 840 l, que son vertidos sobre la red hidrológica de la subcuenca (CONAGUA, 2012).

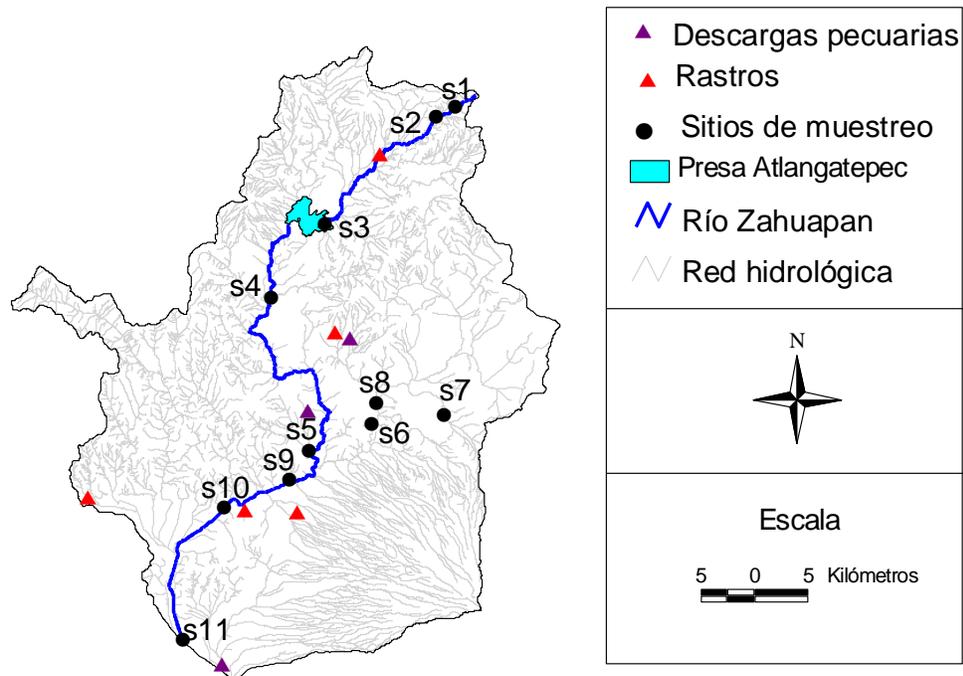


Figura 18. Localización de rastros municipales y descargas de aguas residuales de actividades pecuarias.

5.3 Desarrollos industriales

En la subcuenca del río Zahuapan hay nueve zonas industriales registradas por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (Figura 19). Todas descargan sus desechos al río principal o algún tributario de la corriente principal (INEGI, 1999). Los procesos generados por estas zonas son diversos, desde bebidas gaseosas hasta fabricación de partes automotrices (Cuadro 9).

Cuadro 9. Zonas industriales y procesos.

Zona industrial	Industrias	Procesos industriales
Primera zona industrial: Apizaco	Rohm and Hass S. A	Fabricación de productos químicos industriales
Segunda zona industrial: Apizaquito	FEMSA	Producción de bebidas gaseosas
Tercera zona industrial: San Pablo Apetatitlán	Productos de la Fuente de Tlaxcala S. A de C. V.	Producción de material para curaciones
Cuarta zona industrial: Santa Ana Chiautempan	Revestimientos Porcelanite Lamosa, S.A. de C.V	Fabricación de recubrimientos cerámicos para pisos y paredes
Quinta, séptima y octava zona industrial: Ciudad industrial I Tetla de la solidaridad	Armadora Insense S.de R.L., Euwe Eugen Wexler de México, S.A. de C.V, Grammer automotive de Puebla, S.A. de C.V., Talleres Ffk S.A de C.V.	Automotriz
	Dow agrociencias de México, S.A. de C.V., Dow química, S.A. de C.V, Fibras para el aseo, S.A. de C. V., Laboratorios Agroenzymas, S.A. de C.V., Sponge Technology Corporation, S.A. de C.V.	Química
	Forestal la reforma, S. A. de C.V., Multipak, S.A. de C.V.	Transformación de la madera
	Fabricaciones especializadas de Tlaxcala, S.A. de C.V., Famto internacional, S. A. de C. V., Manufacturas Lozano, Metalúrgica Artesanal, S.A. de C.V.	Metalmecánica
	General cable de México, S.A. de C.V.	Eléctrico
	Kimberly Clark de México, S.A. de C.V.	Papel
	Global flock de México S.de R.L. de C.V., Grupo Exigrafic, S.A. de C.V., Morphoplast, S.A. de C.V., Plásticos especiales Garen, S.A. de C.V.	Plásticos

Cuadro 10. Continuación...

Zona industrial	Industrias	Procesos industriales
Sexta zona industrial: Ixtacuixtla	Aserradero	Transformación de la madera
Novena zona industrial: Ciudad Industrial Xicohténcatl III Tlaxco	Espamex, S. A de C.V, Funhedi, S.A. de C.V. Electrodomésticos Rosan, S.A de C.V., Ms sinterizados, S.A. de C.V., Haas Automotive de México, S.A. de C.V, Interiores automotrices, S.A. de C.V. Treck plastick, S. de R.L.M, Br technical process, S.A. de C.V. Adoblock Lch, S.A. Antex textil, S.A. de C.V	Metalmecánica, automotriz Plásticos Prefabricados de concreto Textil

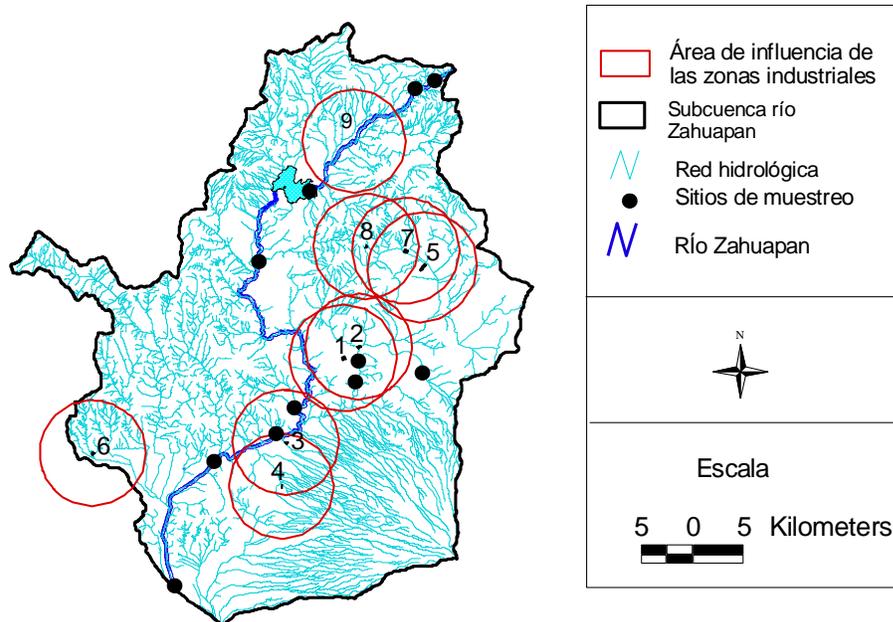


Figura 19. Zonas de influencia industrial.

CAPÍTULO VI. CONDICIÓN DE HÁBITAT DEL RÍO ZAHUAPAN

6.1 Representatividad de los sitios de referencia y diferenciación de los sitios perturbados

El análisis de conglomerados (Figura 20) indicó la presencia de cuatro grupos de acuerdo al índice de condición de hábitat, lo que indica una buena selección de los sitios de referencia, ya que la condición de hábitat contrasta con la de los sitios perturbados evaluados. El primero está constituido por los sitios de referencia (S1 y S2), localizados en la zona de bosque y con mínima intervención humana. El segundo grupo se integra por los sitios S4, S6 y S7, localizados en zonas agrícolas (abajo de la presa Atlangatepec), industriales-urbanos, industriales, respectivamente. Estos sitios tuvieron un índice de condición de hábitat ligeramente mayor que el grupo integrado por los sitios S3, S8, S9, S10 y S11, el grupo con la peor condición (Cuadro 10); el sitio S8 se ubica en el río Apizaquito, donde hay descargas urbanas e industriales de la segunda zona industrial (Apizaquito), principalmente de la embotelladora Coca Cola, mientras que el S10 recibe las descargas de la zona urbana de la ciudad de Tlaxcala (y los mayores volúmenes de descargas registrados a lo largo del río), además de que el río está totalmente revestido con concreto. Los sitios S3 y S11 están ubicados en zona de influencia de actividad agrícola; el primero aguas arriba de la presa Atlangatepec y el segundo cerca de la salida de la subcuenca.

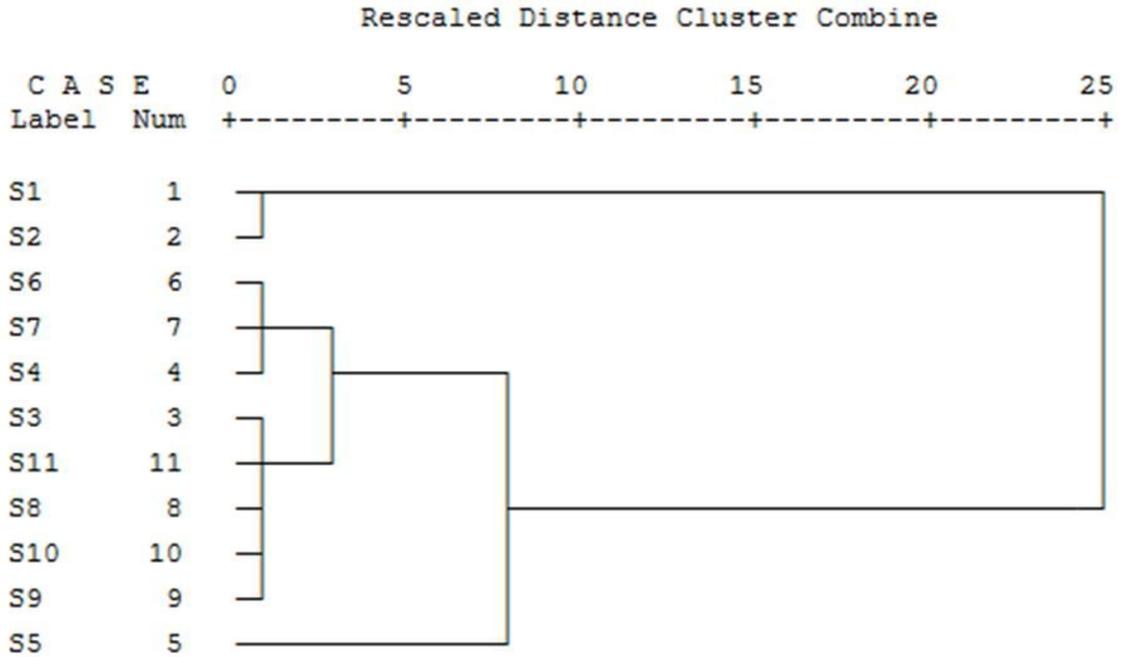


Figura 20. Análisis de conglomerados del valor total de hábitat de sitios perturbados y sitios de referencia.

El cuarto grupo correspondió a un solo sitio, el S5, localizado en la zona de las cascadas de Atlahuetzía, donde se presentan condiciones de hábitat ligeramente mejores que el resto de los sitios con perturbación. Es notable la diferencia de condición de hábitat de los sitios perturbados (Figuras 15, 16, 17 y 18), en comparación con la de los sitios de referencia.

Cuadro 10. Parámetros de hábitat en los sitios de muestreo.

Parámetros de hábitat		Sitios										
		De referencia		Perturbados								
		S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11
Estabilidad	Banco izquierdo	10	10	3	3	6	3	3	2	2	2	2
	Banco derecho	10	10	4	4	7	2	4	2	2	1	2
Alteración del cauce		20	20	1	13	15	12	14	2	3	1	5
Estado del cauce		20	19	2	5	7	6	6	4	5	3	5
Cubrimiento de cantos rodados por sedimentos finos (Embeddedness)		20	20	1	7	8	6	7	3	8	7	2
Regímenes de velocidad y profundidad		20	20	1	1	2	1	1	1	1	1	1
Sustrato para la epifauna/ cobertura disponible		20	20	5	5	13	7	6	1	7	1	6
Frecuencia de rápidos		19	20	1	2	15	4	5	1	3	2	2
Ancho de la zona ribereña	Banco izquierdo	10	10	2	2	8	4	3	1	1	0	1
	Banco derecho	10	10	1	2	8	5	4	0	2	0	1
Depósito de sedimento		19	20	3	6	6	5	5	3	4	3	4
Protección vegetal	Banco derecho	10	10	3	3	10	3	3	1	1	0	4
	Banco izquierdo	10	10	3	4	10	2	3	0	1	0	3
Total		198	199	30	57	115	60	64	21	40	21	38

6.2 Índice de condición de hábitat para el río Zahuapan

El valor del índice final indica que, a pesar de existir diferencia en el grado de perturbación del hábitat a lo largo del río (Figura 21), todos los sitios perturbados tienen una condición de hábitat pobre (Cuadro 11). Los resultados son similares a los reportados por Hannaford y Resh (1995), Lammert y Allan (1999) y Boonsoong *et al.* (2009), quienes mencionan que es notable la diferencia en la condición de sitios perturbados, por las actividades humanas, con relación a los sitios no perturbados o de referencia.

Cuadro 11. Condición de los sitios de acuerdo al estado del hábitat.

Sitio	Factor de influencia	Valor de hábitat	Condición
1	Bosque (sitio de referencia)	0.990	Óptima
2	Bosque (sitio de referencia)	0.995	Óptima
3	Actividades agropecuarias	0.150	Pobre
4	Actividades agrícolas	0.285	Pobre
5	Uso urbano	0.575	Pobre
6	Uso industrial – urbano	0.300	Pobre
7	Uso industrial	0.320	Pobre
8	Uso industrial – urbano	0.105	Pobre
9	Uso urbano	0.200	Pobre
10	Uso urbano	0.105	Pobre
11	Uso agrícola	0.190	Pobre

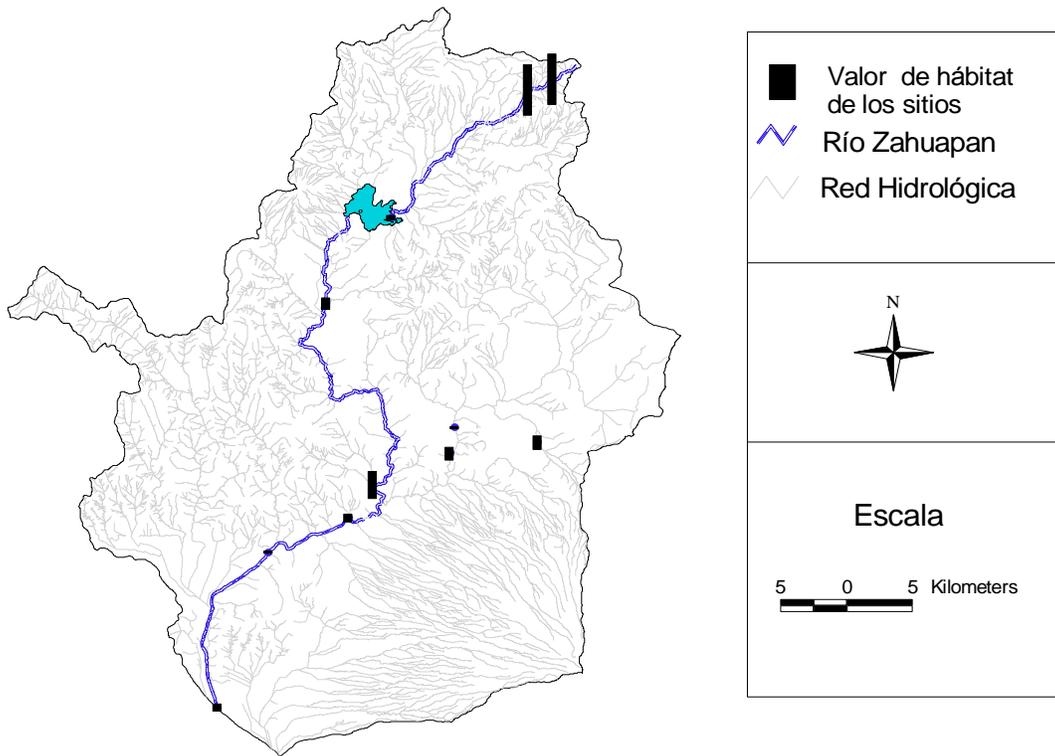


Figura 21. Distribución espacial del índice de condición de hábitat en el río Zahuapan.

CAPÍTULO VII. CONDICIÓN BIÓTICA DEL RÍO ZAHUAPAN

7.1 Métricas de la evaluación de condición biótica

Se identificó un total de trece familias de macroinvertebrados en los sitios de muestreo (Cuadro 12). En los sitios de referencia (S1 y S2) se encontró mayor riqueza y abundancia de familias, la mayoría de ellas sensibles a la contaminación. En los sitios perturbados se tuvo mayor abundancia de familias de macroinvertebrados tolerantes a la contaminación, debido a que estos sitios reciben descargas de aguas residuales (industrial, público-urbano, agropecuario y de servicios) y zonas agrícolas. En los sitios S3 y S9 hubo presencia de oligoquetos, lo que coincide con lo reportado para zonas urbanas con contaminación por descargas de aguas residuales (Moreno y Callisto, 2006; Correa *et al.*, 2010). Sin embargo, los autores mencionados identificaron órdenes, familias y especies diferentes que no se encontraron en este estudio, posiblemente por la fecha en que se realizó el muestreo.

En los sitios donde se combinan descargas industriales y urbanas (S3, S5, S6, S8 y S9) solo los organismos reportados como tolerantes (Bouchard, 2004) están presentes, como la familia de *Tubificidae* y *Glossiphoniidae*. Este resultado muestra el alto impacto de las actividades industriales y urbanas sobre los ecosistemas acuáticos, como ha sido reportada en otros lugares, como en el sureste de Michigan donde Nedeau *et al.* (2003) reportó que las descargas de tipo industrial en las corrientes hacen que solamente estén presentes organismos tolerantes, eliminando los organismos más susceptibles. En los sitios S7 y S8 la descarga industrial elimina a los organismos, al igual que en el décimo sitio donde se combinan ambas descargas con mayor volumen.

Cuadro 12. Familias encontradas en los sitios de muestreo.

Familias de macroinvertebrados	Sitios de muestreo										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
<i>Elmidae</i>	14	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Baetidae</i>	85	88	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Corixidae</i>	1	2	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psychomyiidae</i>	59	47	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Glossosomatidae</i>	52	65	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chironomidae</i>	17	15	0	5	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tipulidae</i>	6	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tubificidae</i>	0	0	31	0	0	0	0	0	250	0	0
<i>Physidae</i>	0	0	0	52	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gammaridae</i>	0	0	214	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Glossiphoniidae</i>	1	2	5	3	250	0	0	0	0	0	0
<i>Daphniidae</i>	0	0	0	181	0	0	0	0	0	0	0
<i>Perlidae</i>	15	17	0	3	0	0	0	0	0	0	0
Número total de organismos	250	250	250	250	250	0	0	0	250	0	0
Número total de familias	9	9	3	7	1	0	0	0	1	0	0

7.1.1 Número total de familias

En los sitios S1 y S2 (sitios con mínima perturbación) hubo mayor presencia de familias con respecto al resto de los sitios. En el sexto, séptimo, octavo, décimo y onceavo sitio no hay presencia de familias de organismos (Figura 22), lo que puede atribuirse al volumen de aguas residuales y tipo de contaminantes descargados. En los sitios perturbados donde se registró la presencia de algunas familias de macroinvertebrados, el volumen de descarga es menor, porque son centros urbanos de menor población.

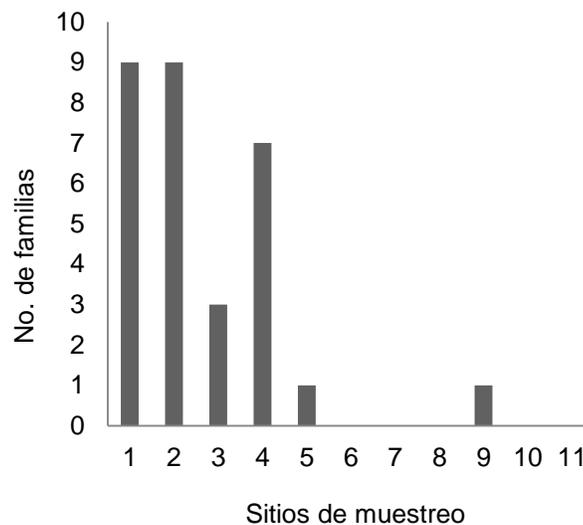


Figura 22. Número de familias encontradas en los sitios de muestreo.

7.1.2 Número de familias que pertenecen a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera

En los sitios de referencia se encontró el mayor número de familias que pertenecen a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (sensibles a la contaminación), seguidos del cuarto sitio, con dos familias presentes. En los sitios restantes no se encuentran estas familias (Figura 23). La no presencia de estos tres órdenes en la mayoría de los sitios indica una mala condición biótica de los sitios, ya que una mayor presencia de estos órdenes en el sitio implica una mejor condición biótica.

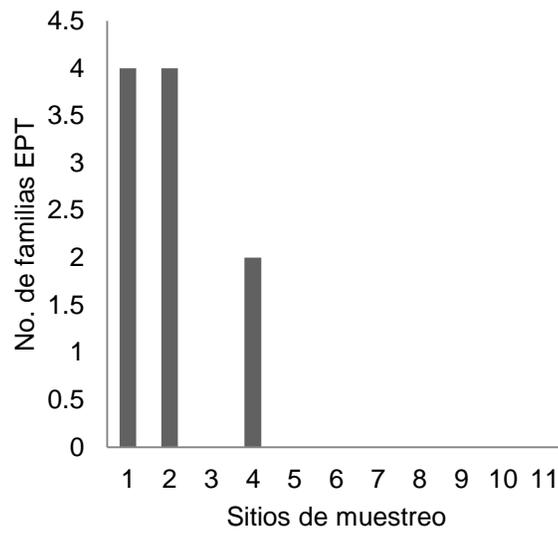


Figura 23. Número de familias pertenecientes a los órdenes EPT en los sitios de muestreo.

7.1.3 Número de familias del orden Trichoptera

En los sitios de referencia se encontraron familias pertenecientes al orden Trichoptera (*Psychomyiidae* *Glossosomatidae*). En los sitios restantes estas familias no estuvieron presentes (Figura 24). Las familias de este orden son muy susceptibles a los contaminantes y a la alteración del hábitat, por lo que la ausencia de este orden en todos los sitios indica una alta perturbación de los mismos.

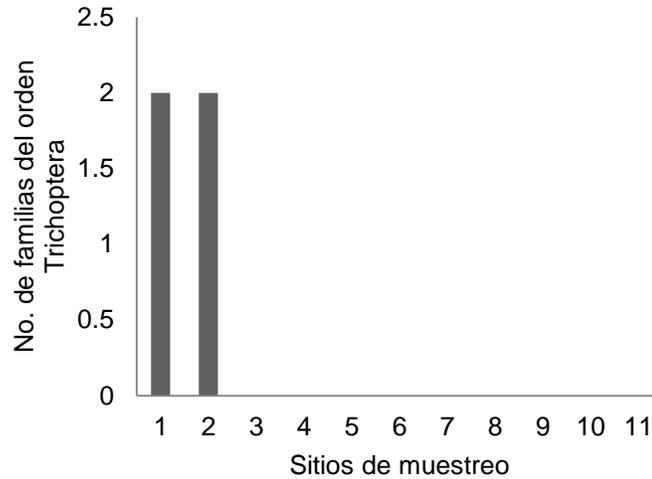


Figura 24. Número de familias pertenecientes al orden Trichoptera en los sitios de muestreo.

7.1.4 Porcentaje de Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera

En los sitios de referencia hubo un porcentaje de EPT de 84.4 y 86.8 %, respectivamente. En el sitio S3 el porcentaje fue de 2.4 %, lo que indica cierta recuperación de la condición biótica del río, ya que se encuentra alejado de los sitios de descargas de aguas residuales. En los sitios restantes el porcentaje de EPT fue cero, debido a los altos volúmenes de aguas residuales que recibe el río junto con un hábitat alterado (Figura 25).

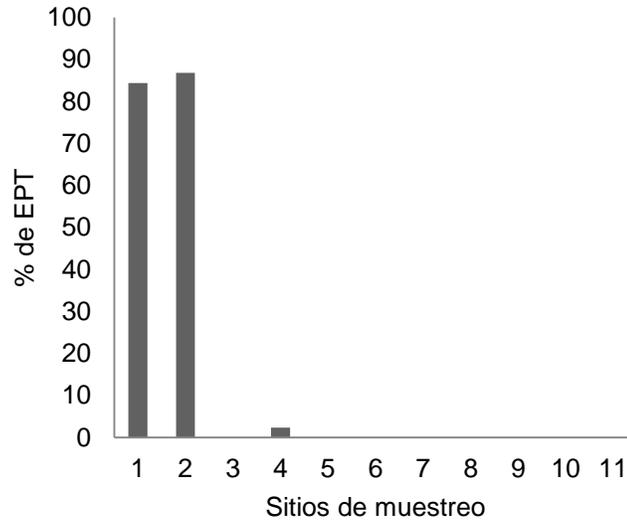


Figura 25. Porcentaje de EPT en los sitios de muestreo.

7.1.5 Porcentaje de Ephemeroptera

En los sitios de referencia el porcentaje del orden Ephemeroptera fue de 35.2 % y 34 % respectivamente (Figura 26). En los sitios restantes el porcentaje fue cero, debido a la ausencia de este orden, lo que indica una mala condición biótica de los sitios.

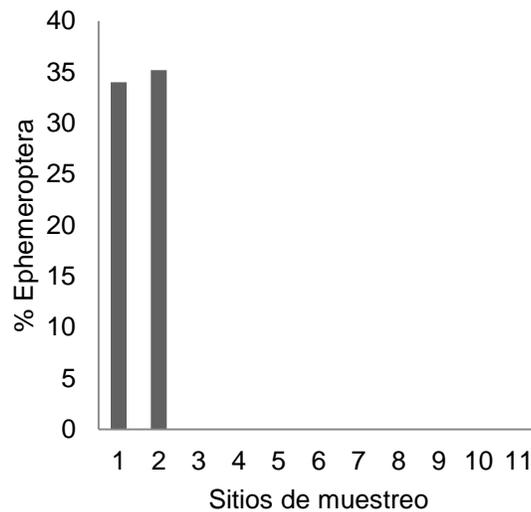


Figura 26. Porcentaje del orden Ephemeroptera en los sitios de muestreo.

7.1.6 Porcentaje de organismos tolerantes

El porcentaje de los organismos tolerantes de los sitios de referencia fue menor al uno por ciento, ya que en estos sitios tienen dominancia las familias sensibles a la contaminación del agua. En los sitios S3, S4 y S9 el porcentaje de organismos tolerantes fue alto, por el tipo de familias encontradas; esto indica una condición intermedia entre los sitios de referencia y los sitios S6, S7, S8, S10 y S11, donde el porcentaje fue cero, debido a la ausencia de organismos (Figura 27).

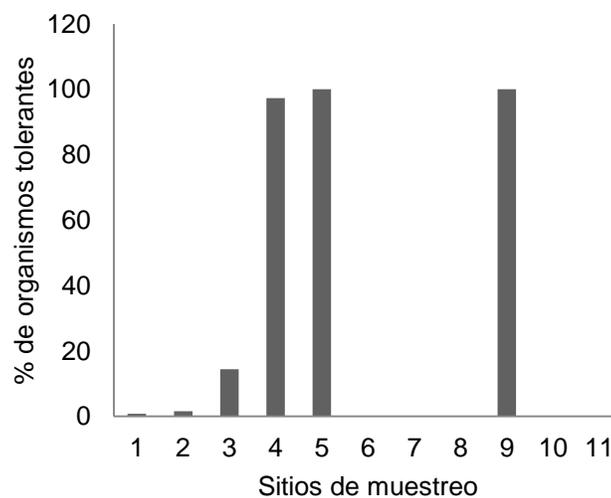


Figura 27. Porcentaje de organismos tolerantes en los sitios de muestreo.

7.1.7 Índice biótico de Hilsenhoff (IBH)

Los valores del índice biótico de Hilsenhoff fueron bajos en los sitios de referencia (Figura 28). En los sitios S3, S4, S5 y S9 el valor aumentó, lo que puede explicarse por la presencia de familias tolerantes a la materia orgánica (Hilsenhoff, 1988). En los sitios S6, S7, S8, S10 y S11 el valor de índice no se calculó, debido a la ausencia de organismos.

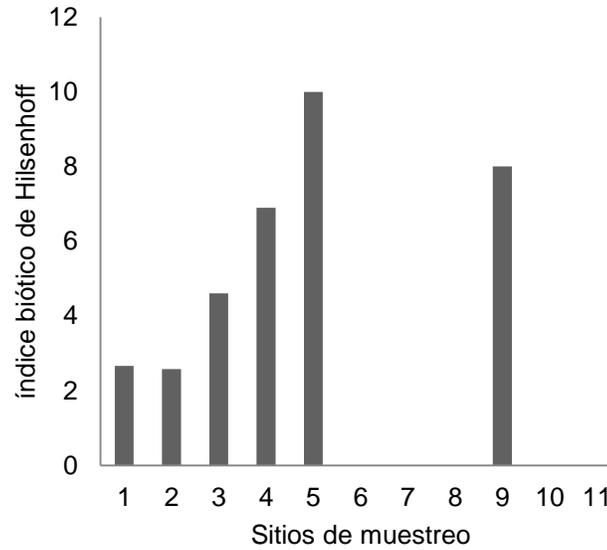


Figura 28. Valores del índice biótico de Hilsenhoff en los sitios de muestreo.

7.1.8 Porcentaje de la familia dominante

El porcentaje de la familia dominante aumentó en los sitios perturbados con respecto a los sitios de referencia, lo que indica una creciente mala condición del río. En los sitios S6, S7, S8, S10 y S11 no se tuvo un valor, debido a la ausencia de organismos (Figura 29).

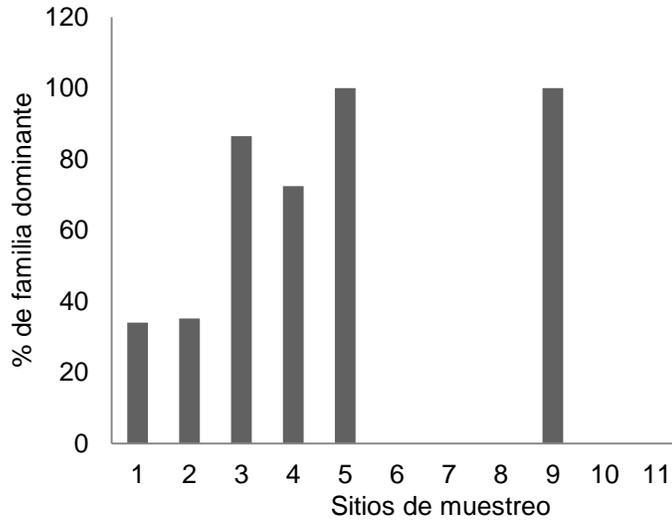


Figura 29. Porcentaje de la familia dominante en los sitios de muestreo.

7.1.9 Porcentaje de raspadores

El porcentaje de raspadores estuvo en un rango de 0 % a 60.4 %. Este tipo de organismos estuvieron presentes en los sitios de referencia (S1 y S2) y en el sitio S4, localizado aguas abajo de la presa Atlangatepec. Esto indica una mejor condición biótica de estos sitios con referencia a los otros sitios, donde las familias encontradas tienen otra forma de alimentación (Figura 30).

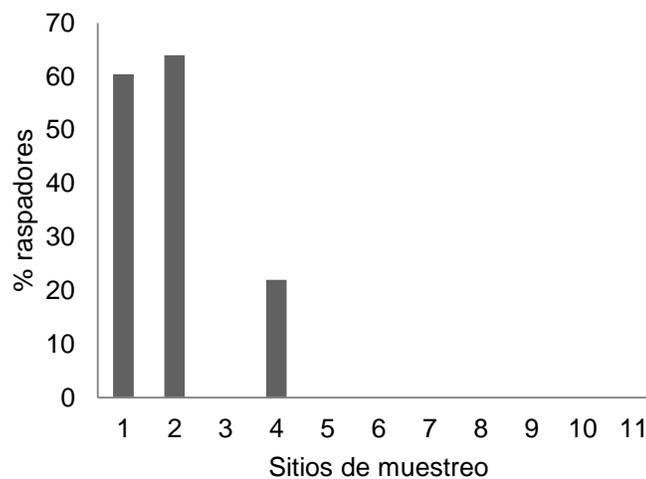


Figura 30. Porcentaje de raspadores en los sitios de muestreo.

7.1.10 Porcentaje de depredadores

En seis sitios (S6, S7, S8, S9, S10 y S11) no hubo macroinvertebrados depredadores (Figura 31), por lo que este indicador no fue calculado. En el quinto sitio, sólo se encontró una familia, ubicada en este tipo de alimentación, lo que indica un alto grado de contaminación. El porcentaje de depredadores en los sitios de referencia (S1 y S2) y en los sitios S3 y S4 varió en un rango del 2 % al 4.4 %, lo que indica baja alteración. En el caso de los sitios perturbados S3 y S4, se localizan en la entrada y salida de la presa Atlangatepec, respectivamente, y en la parte alta de la subcuenca, donde no reciben altos volúmenes de aguas residuales como en la parte media y baja.

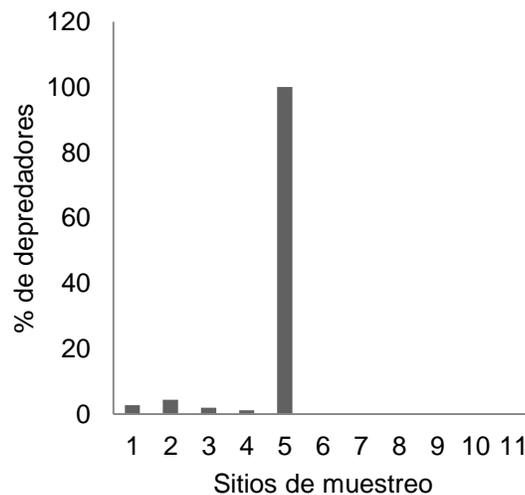


Figura 31. Porcentaje de depredadores en los sitios de muestreo.

7.1.11 Porcentaje de colectores

En los sitios de referencia (S1 y S2) se registró un alto porcentaje de colectores, tendencia no esperada, ya que un valor alto de este indicador se relaciona con malas condiciones bióticas (Figura 32). En los sitios S3, S4 y S9 indican mala condición biótica. Lo mismo indica la ausencia de familias de macroinvertebrados en los sitios restantes.

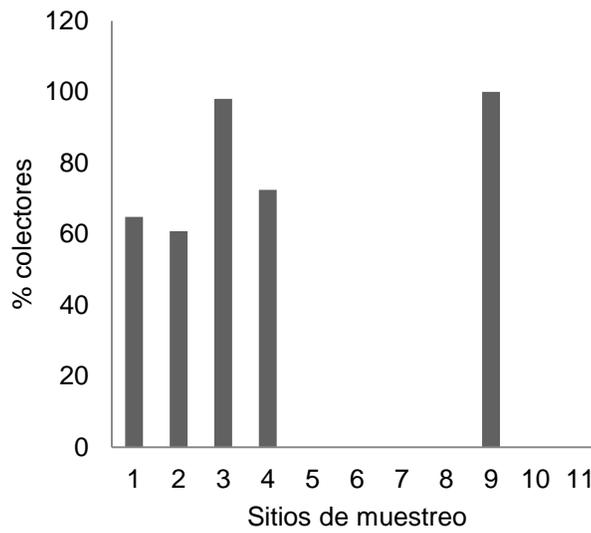


Figura 32. Porcentaje de colectores en los sitios de muestreo.

7.1.12 Porcentaje de filtradores

En los sitios de referencia no hubo presencia de filtradores, lo que era de esperarse porque un porcentaje bajo de ellos indica una buena condición biótica. En los sitios S3, S4, S5 y S9, donde se registró la presencia de familias de macroinvertebrados, a excepción del sitio S4, no hubo presencia de filtradores. Su presencia en el sitio S4 puede asociarse a un alto contenido de materia orgánica en el río. En los sitios restantes no se registraron este tipo de familias (Figura 33).

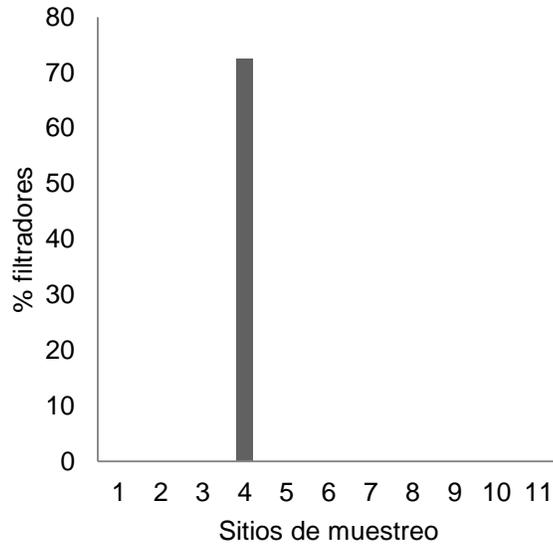


Figura 33. Porcentaje de filtradores en los sitios de muestreo.

7.1.13 Porcentaje de fragmentadores

Los fragmentadores son indicadores de una buena condición del sitio, lo que explica el valor alto encontrado para los sitios de referencia. En los sitios restantes no hubo familias con este tipo de alimentación (Figura 34).

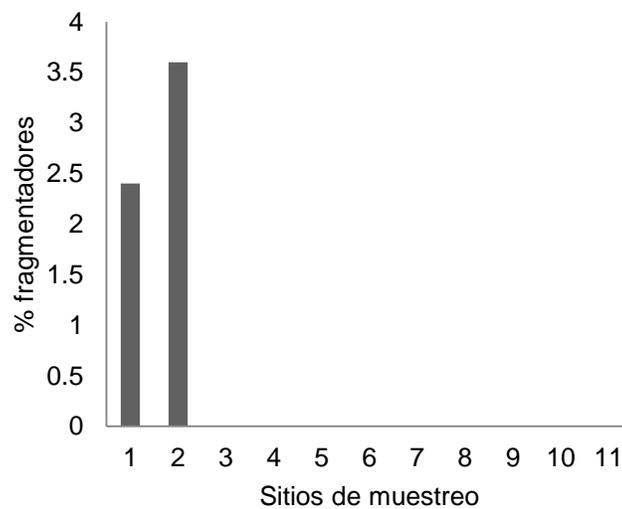


Figura 34. Porcentaje de fragmentadores en los sitios de muestreo.

7.2 Selección de las métricas para el índice de condición biótica

El análisis de correlación de Spearman mostró una alta asociación entre las métricas calculadas ($r > 0.80$, $p < 0.05$) (Cuadro 13). Las métricas que tuvieron el menor número de correlaciones altas ($r > 0.8$) con otras métricas fueron: % EPT, % organismos tolerantes, % fragmentadores y número de familias EPT. El análisis de relación de medias entre los sitios de referencia y los perturbados indicó que las métricas sensibles a la perturbación son: % número total de familias; % colectores, % depredadores, % organismos tolerantes, % familia dominante, índice biótico de Hilsenhoff (Cuadro 14). Las gráficas que relacionan las métricas con los parámetros de perturbación (conductividad, cubrimiento de cantos rodados por sedimentos finos y ancho de la zona ribereña) (Figuras 35 - 47) indicaron que cinco métricas se relacionan con los parámetros. Estas métricas son: número total de familias, % de organismos tolerantes, índice biótico de Hilsenhoff, % de familia dominante y % de colectores.

Las métricas que son comunes en los tres análisis fueron: índice biótico de Hilsenhoff, % de organismos tolerantes, % colectores, % depredadores, número total de familias y % familia dominante. Estas métricas, a excepción del % de colectores se utilizaron para calcular el índice de condición biótica. El % de colectores no se utilizó porque se reporta en la literatura que pueden presentarse tanto en los sitios de referencia como en los perturbados y no es de mucha utilidad como criterio de perturbación, como se observó en este estudio.

Cuadro 13. Correlación de Spearman entre las métricas calculadas.

	Número total de familias	Número de familias EPT	Número de familias Trichoptera	% EPT	% Ephemeroptera	% Organismos tolerantes	IBH	% Familia dominante	% Raspadores	% Depredadores	% Colectores	% Filtradores	% Fragmentadores
Número total de familias													
Número de familias EPT	0.953**												
Número de familias Trichoptera	0.853*	0.894*											
% EPT	0.836*	0.876*	0.980**										
% Ephemeroptera	0.938**	0.984**	0.880*	0.898*									
% Organismos tolerantes	-0.925**	-0.814*	-0.840*	-0.789	-0.770								
IBH	-0.912*	-0.802	-0.828*	-0.778	-0.759	0.986**							
% Familia dominante	-0.985**	-0.939**	-0.840*	-0.789	-0.893*	0.941**	0.928**						
% Raspadores	0.938**	0.984**	0.880*	0.898*	0.100**	-0.770	-0.759	-0.893*					
% Depredadores	0.206	0.247	0.414	0.439	0.273	-0.232	-0.086	-0.174	.273				
% Colectores	-0.177	-0.278	-0.207	-0.270	-0.334	0.000	-0.143	-0.116	-0.334	-0.829*			
% Filtradores	0.135	0.141	-0.316	-0.310	0.139	0.133	0.131	-0.133	.139	-0.393	-0.131		
% Fragmentadores	0.836*	0.876*	0.980**	0.100*	0.898*	-0.789	-0.778	-0.789	.988*	.439	-0.270	-0.310	

Significativas *p<0.05, **p<0.01

Cuadro 14. Relación de medias entre los sitios de referencia y sitios perturbados.

Métrica	(Sitios de referencia/perturbados)
% EPT	332.69
% Ephemeroptera	266.53
% Raspadores	25.91
Número de familias EPT	22.20
Número total de familias	9.00
% Colectores	2.09
% Familia dominante	0.86
IBH	0.80
% Depredadores	0.31
% Organismos tolerantes	0.03
% Filtradores	0.00
% Fragmentadores	0.00
Número de familias del orden Trichoptera	0.00

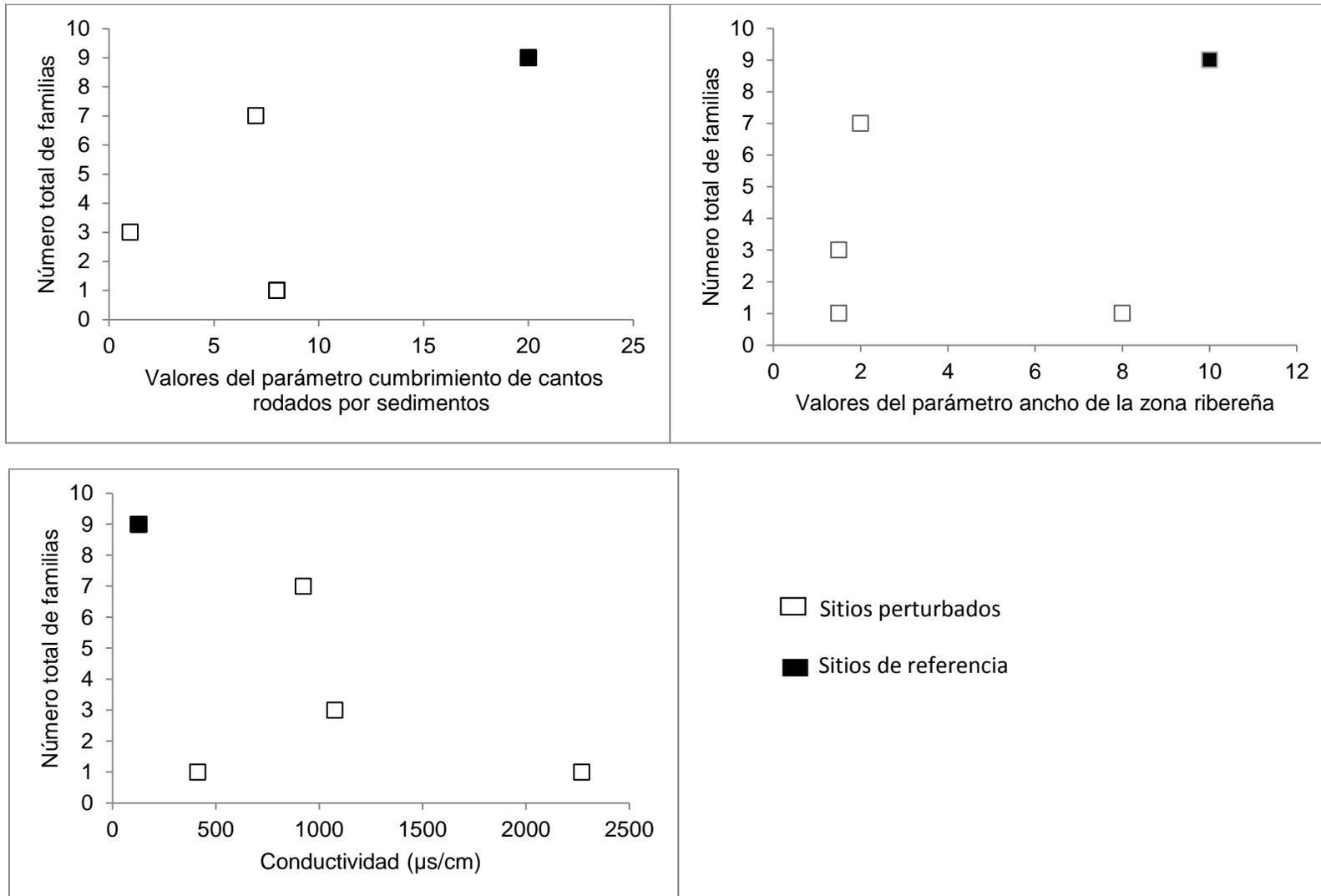


Figura 35. Número total de familias y parámetros de perturbación.

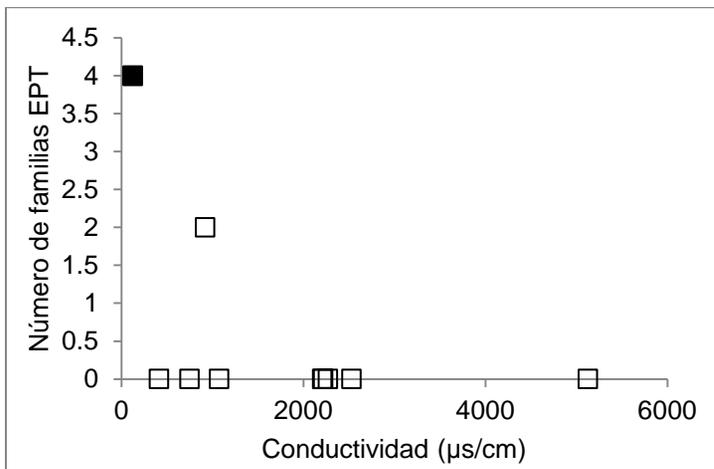
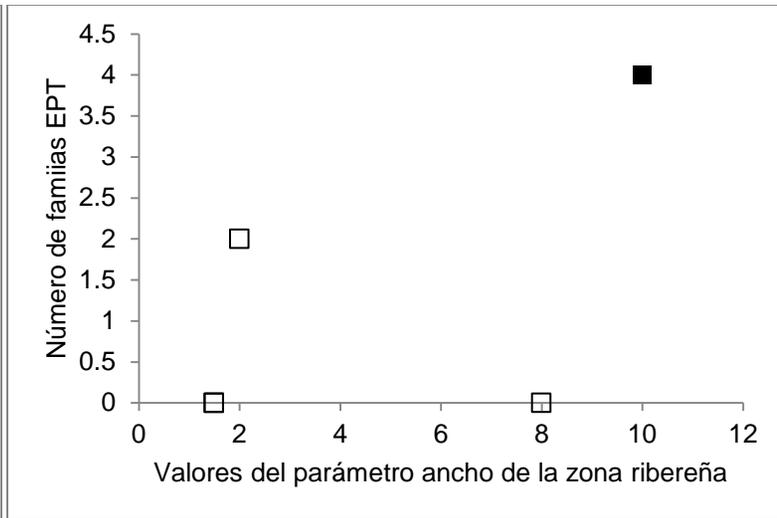
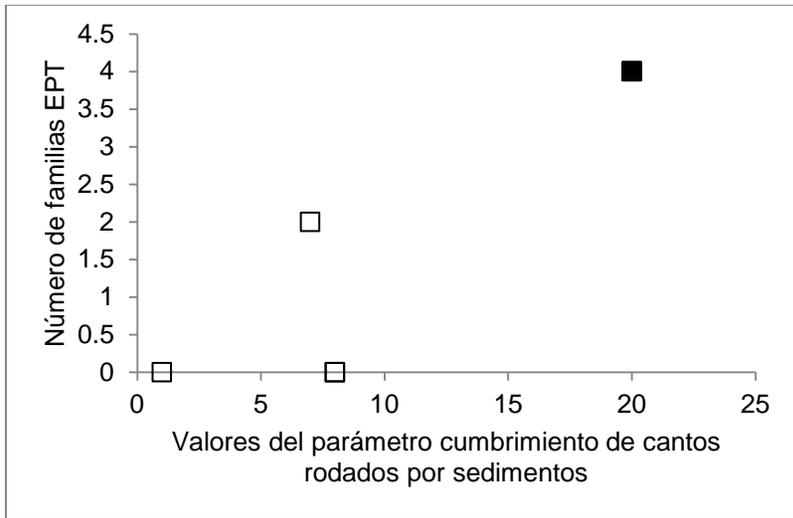


Figura 36. Número de familias de EPT y parámetros de perturbación.

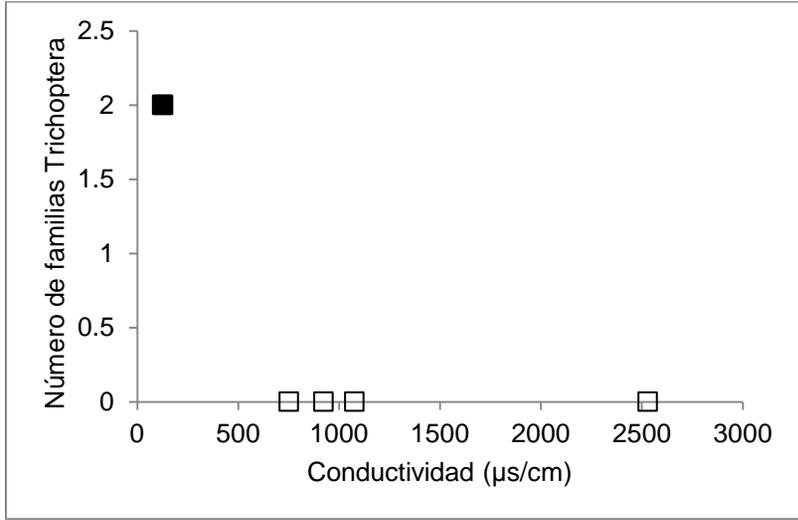
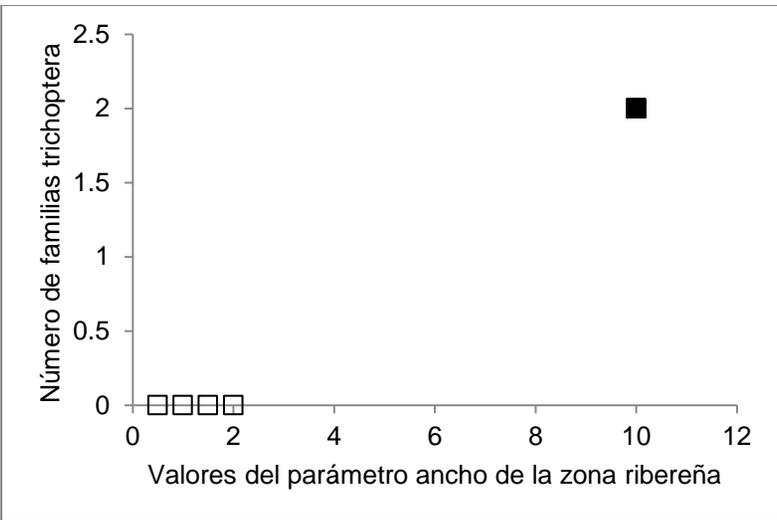
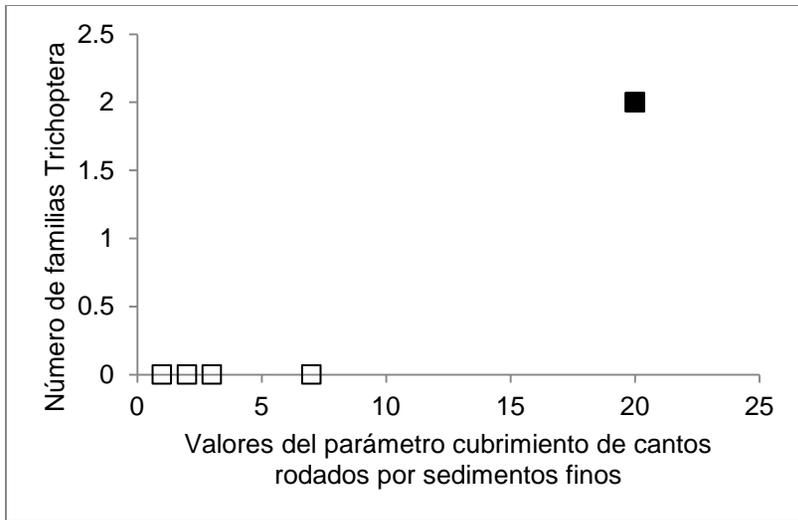


Figura 37. Número de familias del orden Trichoptera y parámetros de perturbación.

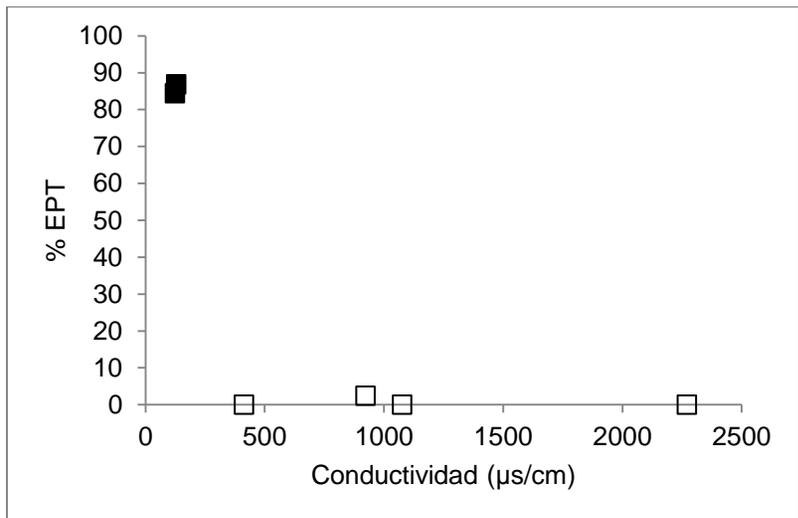
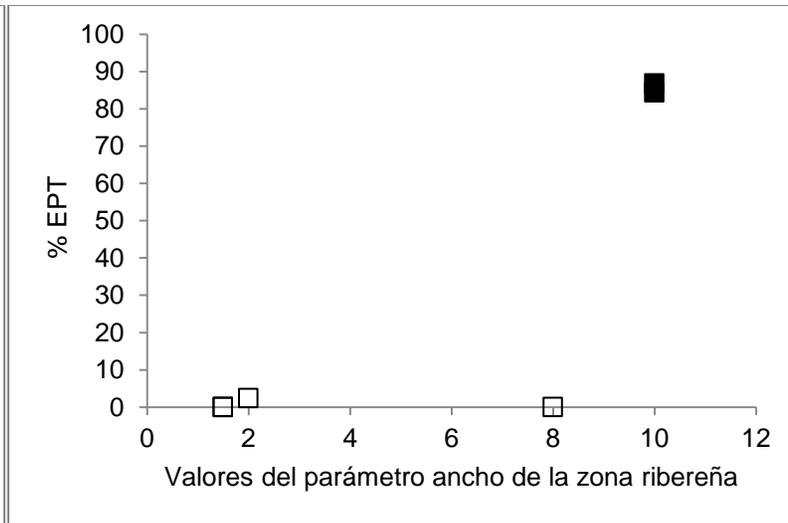
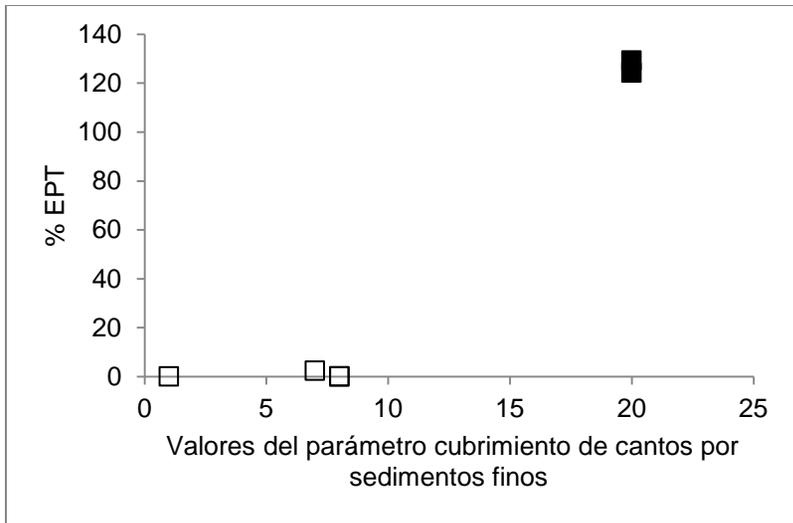


Figura 38. Porcentaje de EPT y parámetros de perturbación.

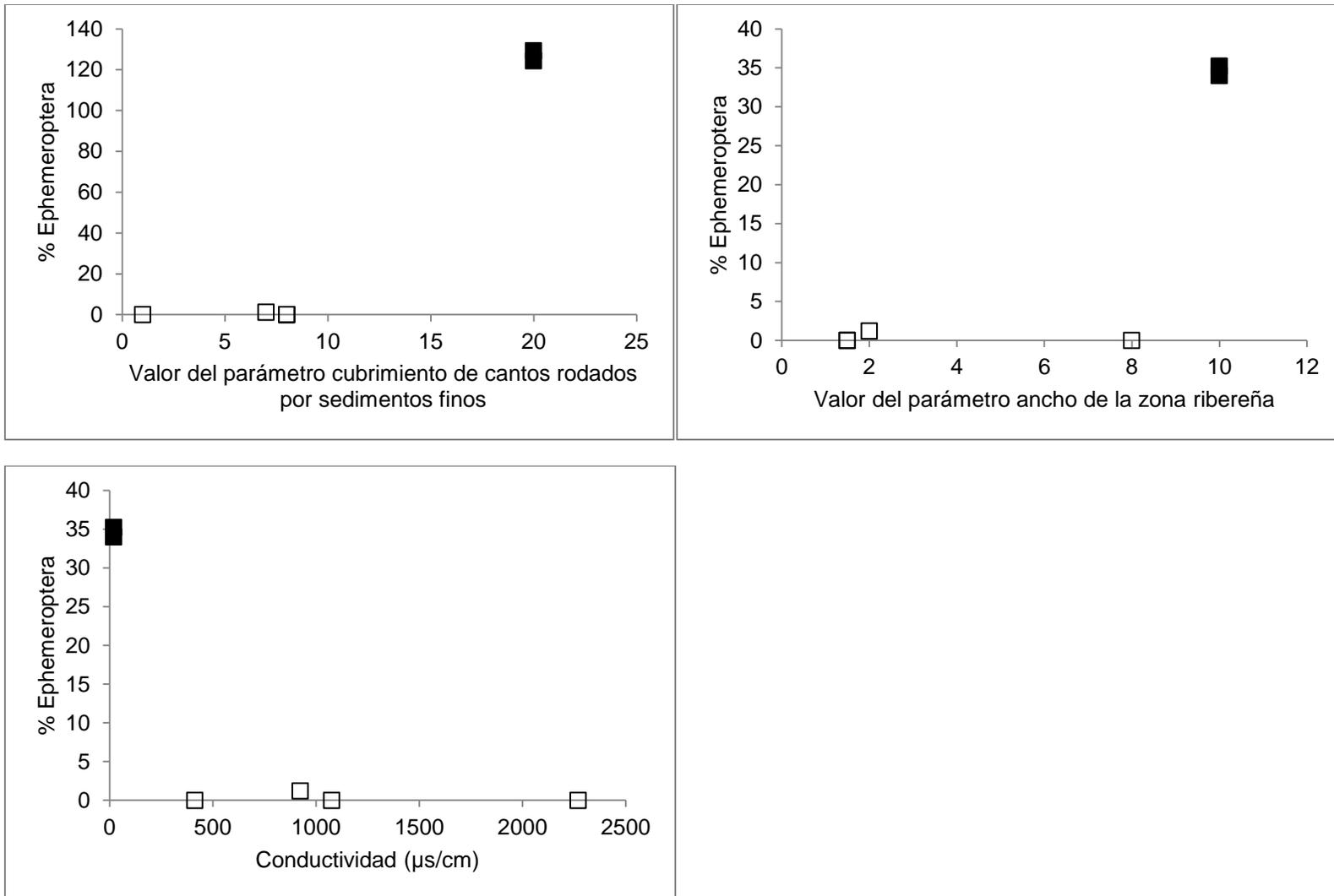


Figura 39. Porcentaje de Ephemeroptera y parámetros de perturbación.

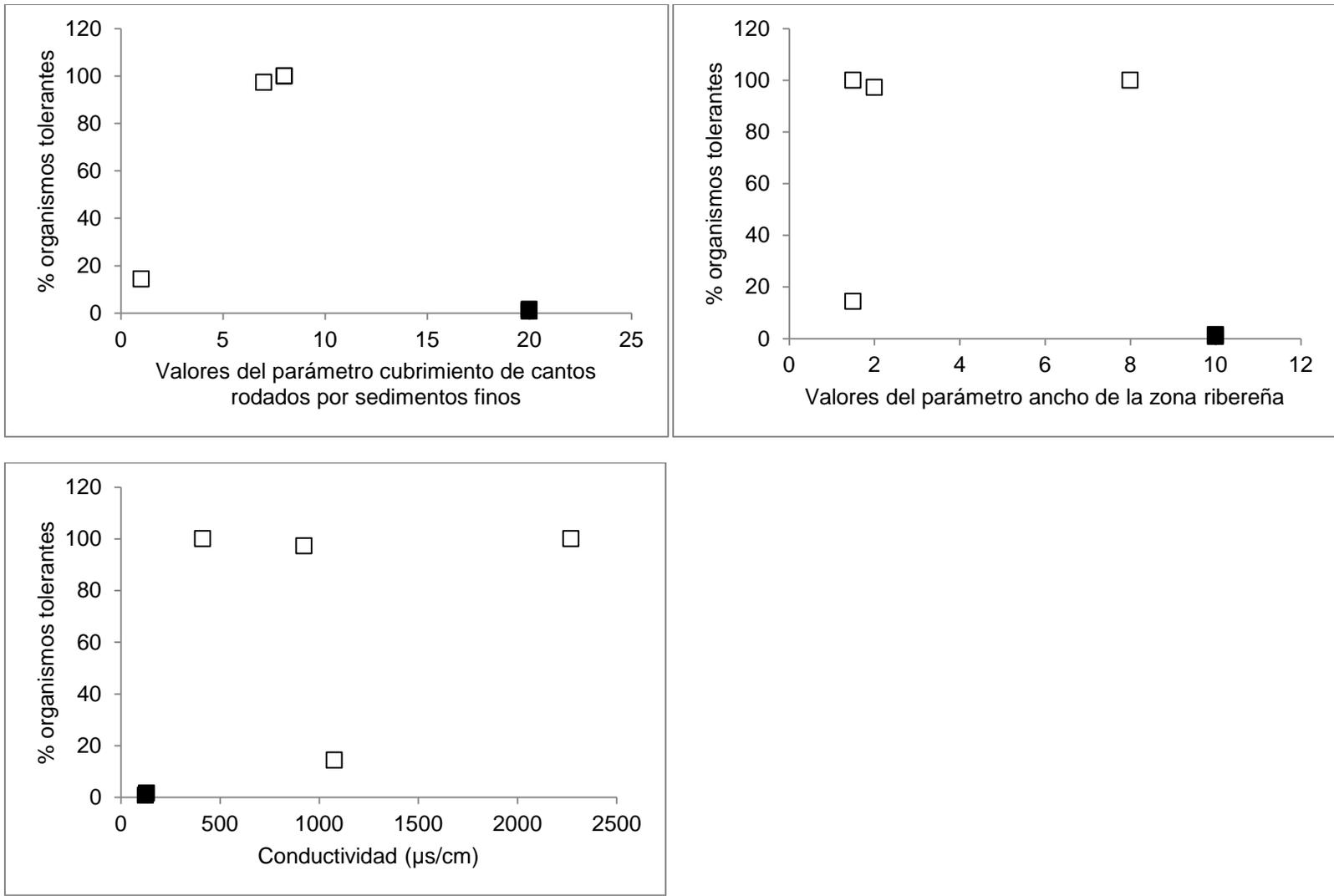


Figura 40. Porcentaje de organismos tolerantes y parámetros de perturbación.

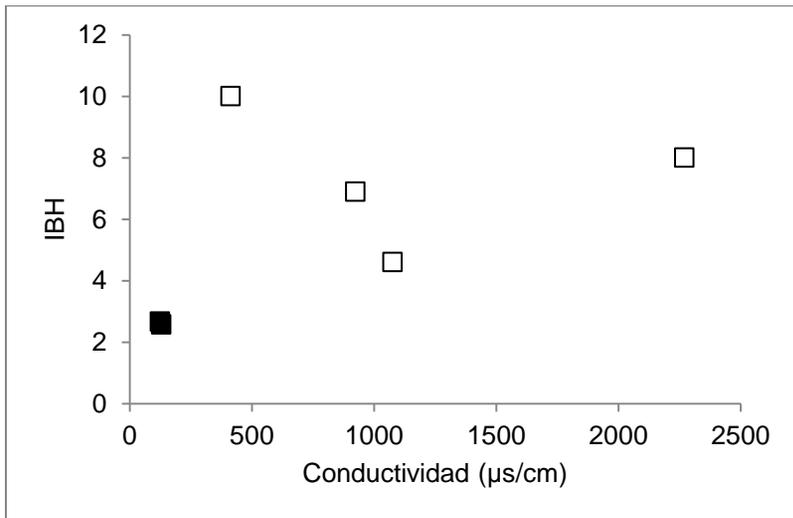
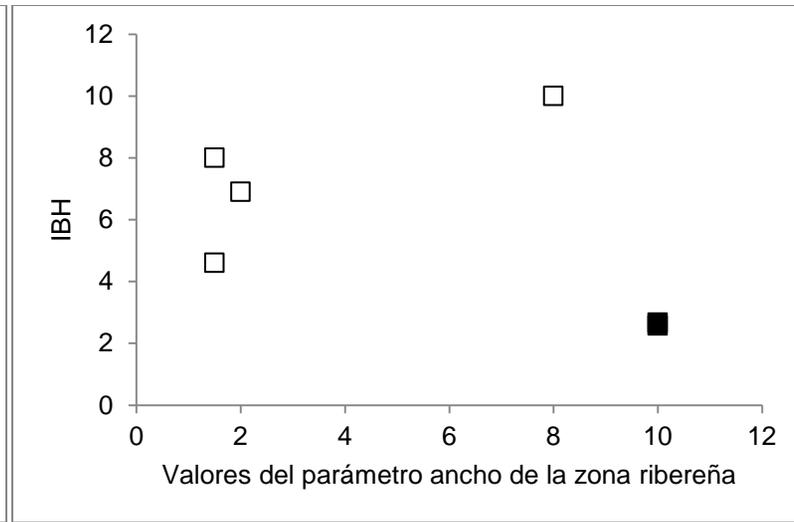
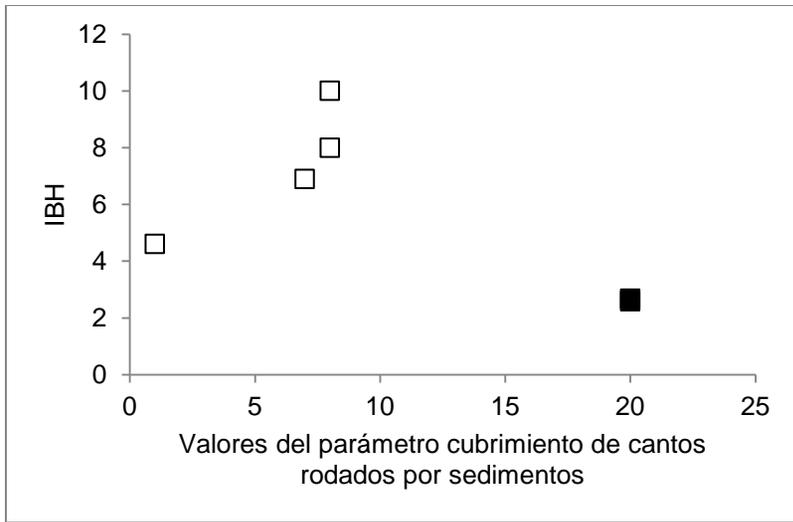


Figura 41. Índice biótico de Hilsenhoff y parámetros de perturbación.

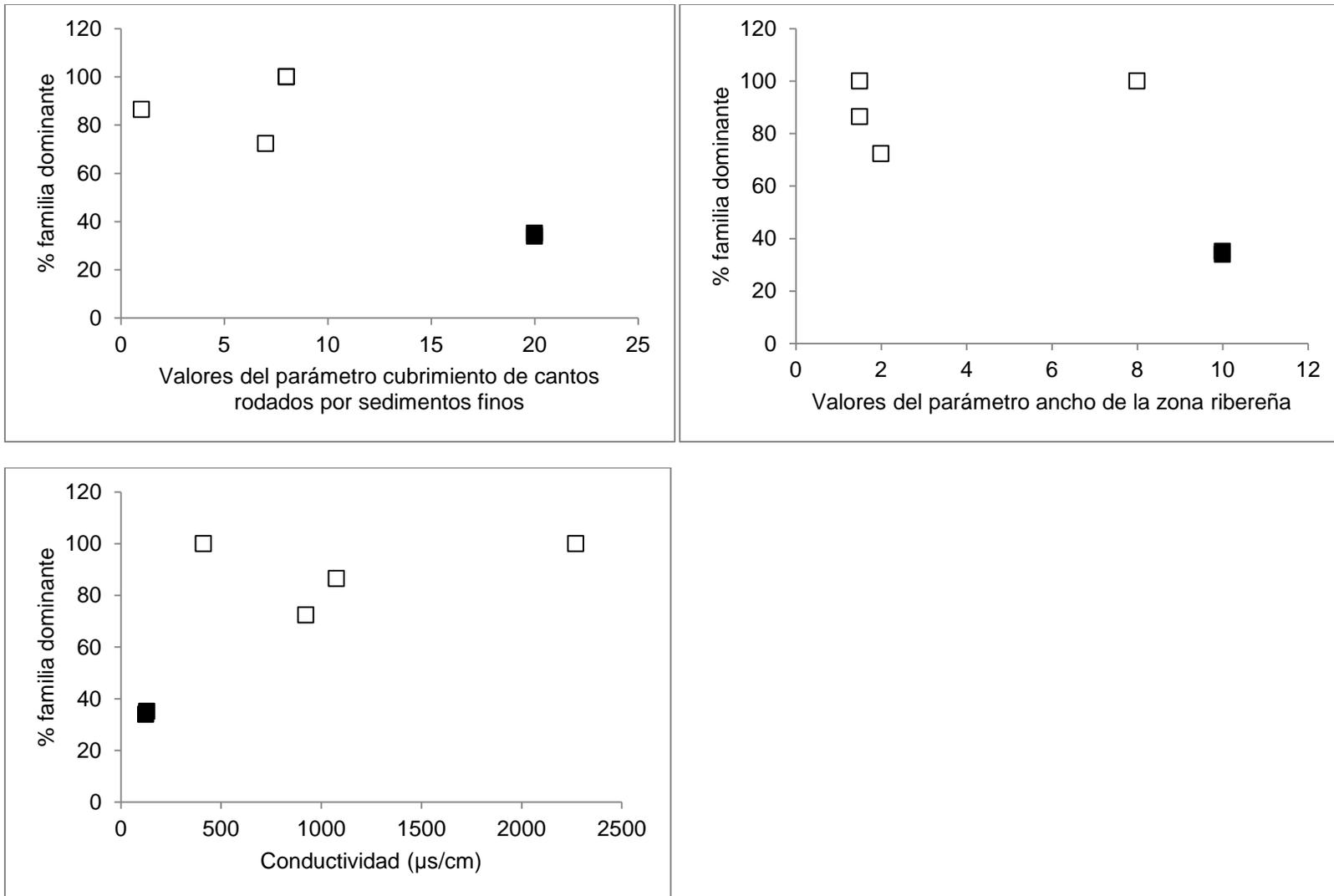


Figura 42. Porcentaje de la familia dominante y parámetros de perturbación.

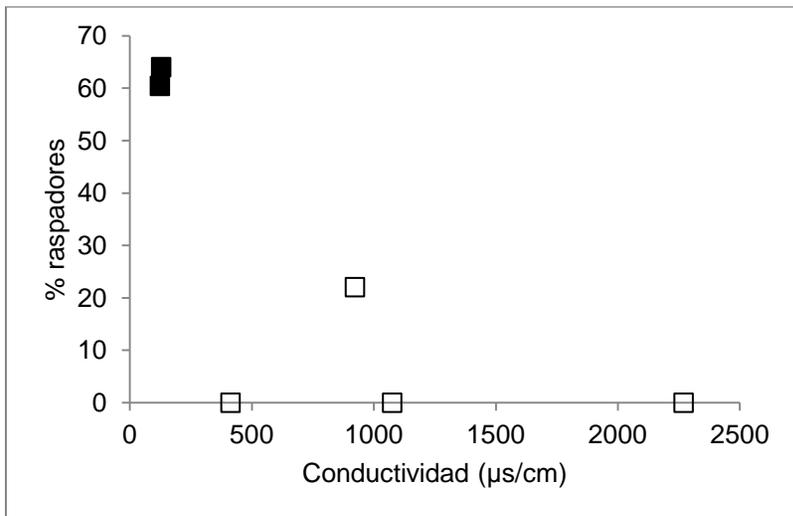
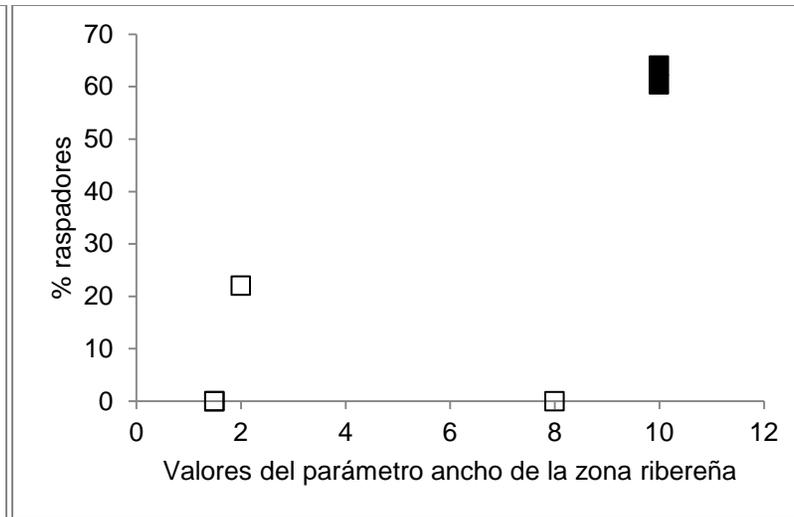
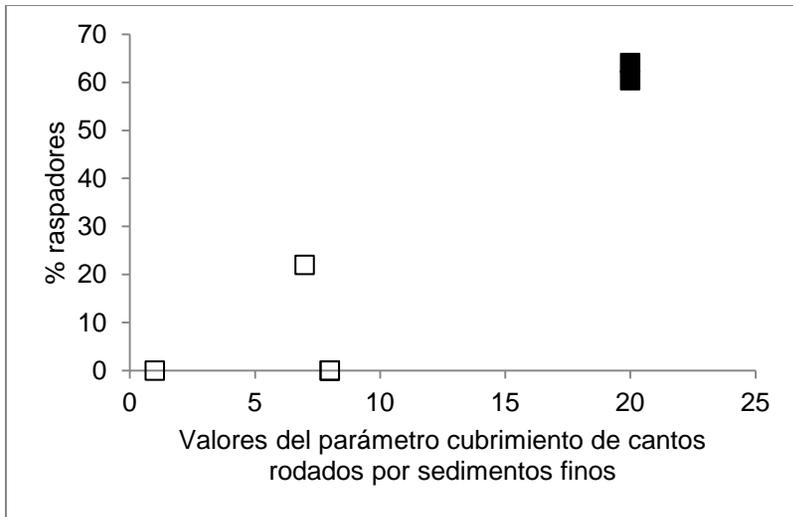


Figura 43. Porcentaje de raspadores y parámetros de perturbación.

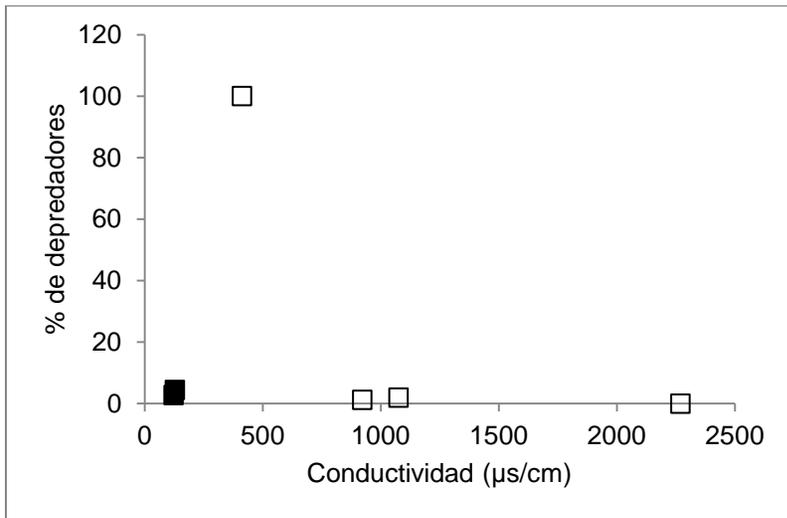
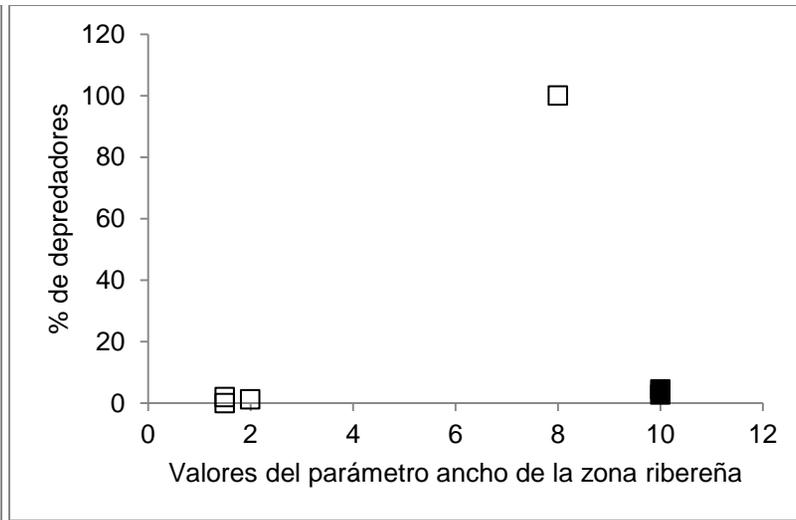
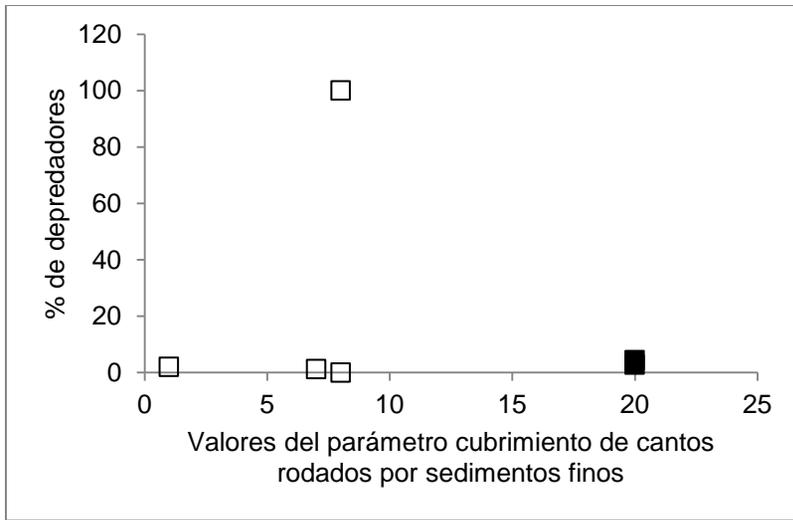


Figura 44. Porcentaje de depredadores y parámetros de perturbación.

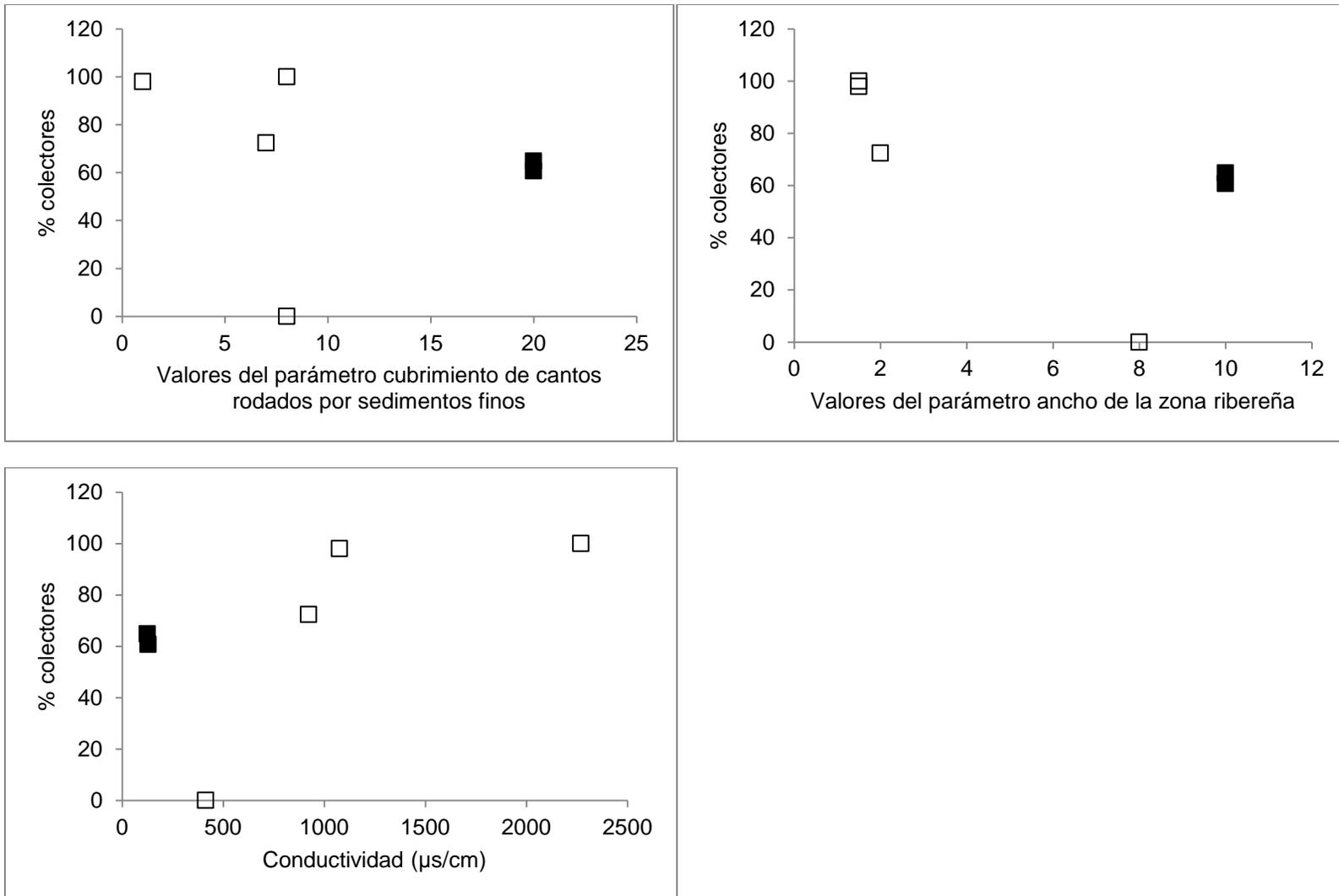


Figura 45. Porcentaje de colectores y parámetros de perturbación.

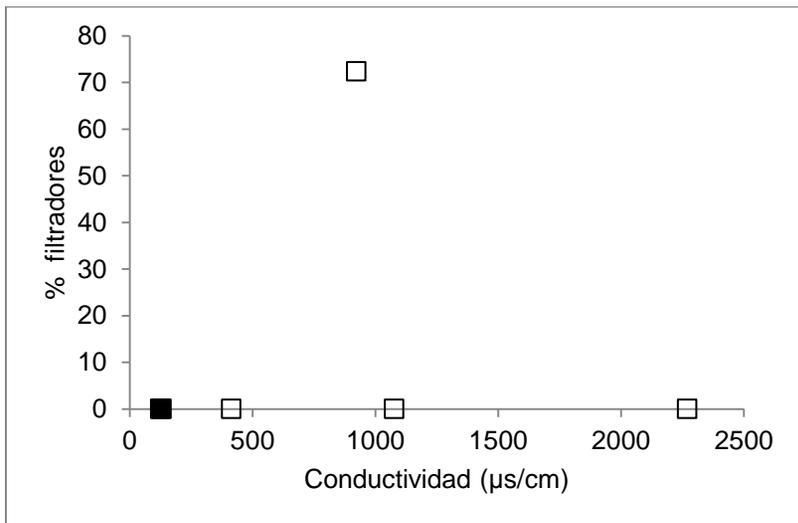
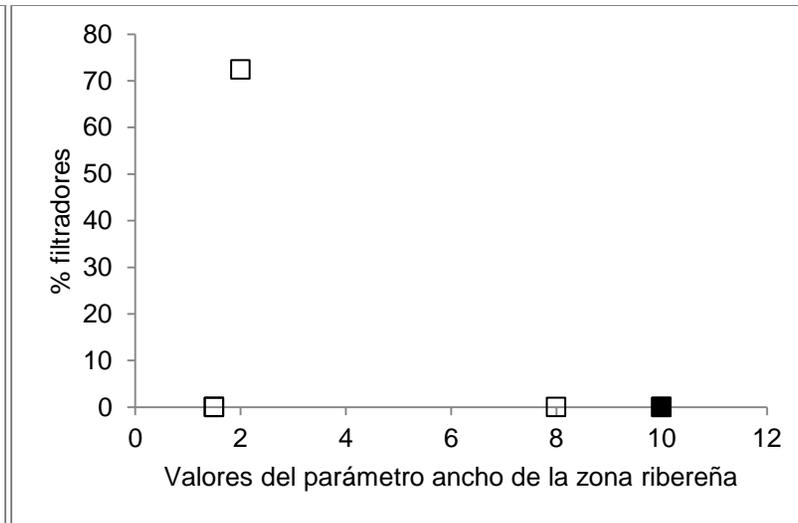
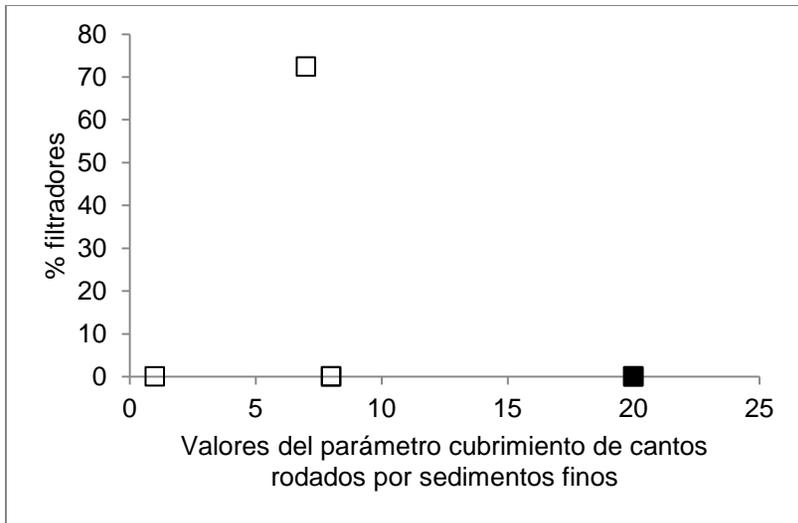


Figura 46. Porcentaje de filtradores y parámetros de perturbación.

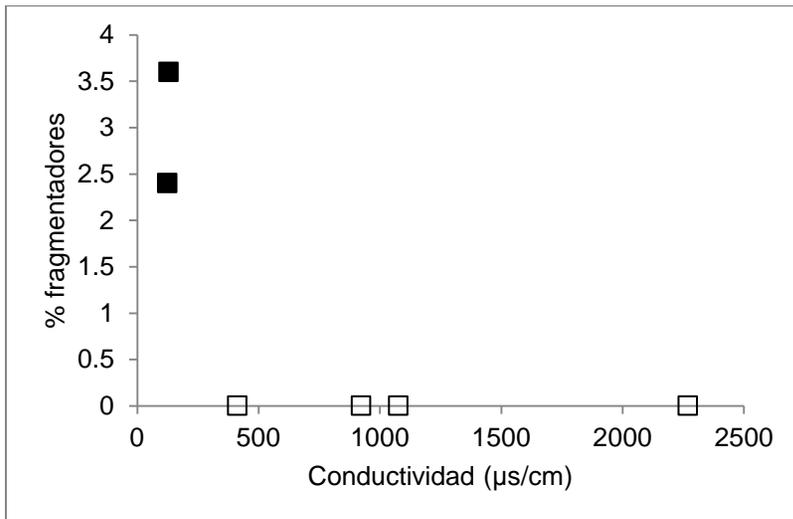
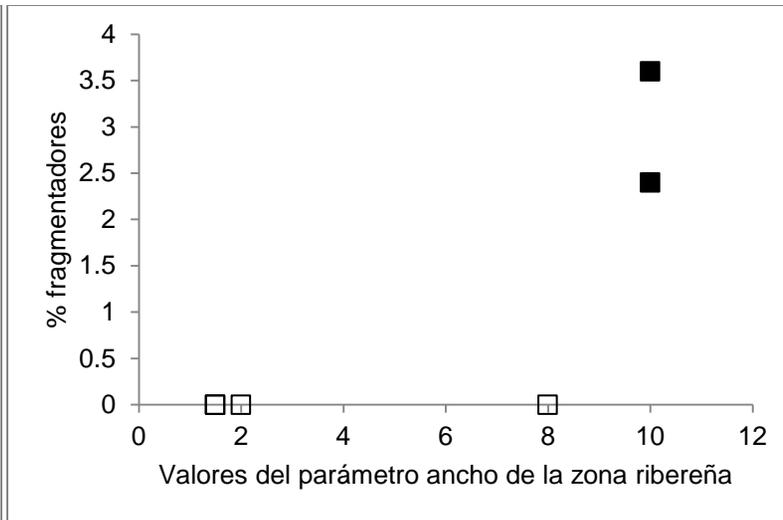
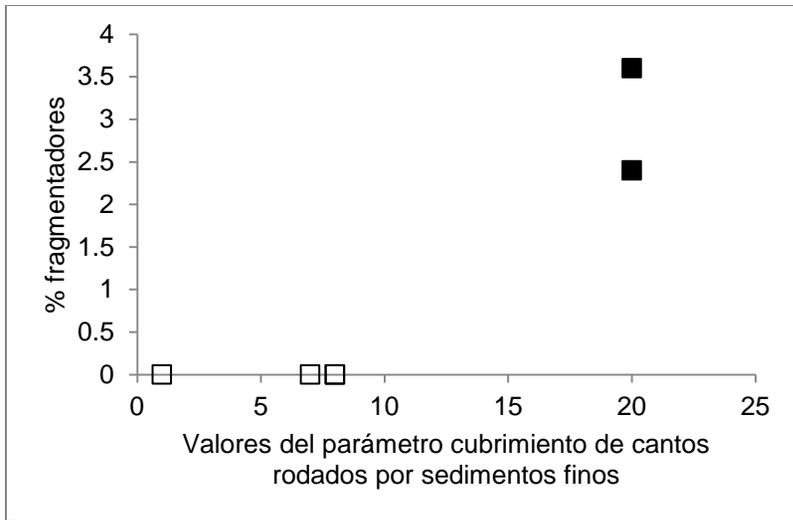


Figura 47. Porcentaje de fragmentadores y parámetros de perturbación.

7.3 Índice de condición biótica

7.3.1 Índice de condición biótica con todas las métricas incluidas

La condición biótica de acuerdo al índice que consideró todas las métricas medidas indica que solo los sitios de referencia (S1 y S2) presentan una condición óptima. Todos los sitios perturbados presentan una pobre condición (Cuadro 15). A diferencia del índice desarrollado con las métricas seleccionadas, no se diferencian los sitios S3 y S4 como con un grado de perturbación menor.

Cuadro 15. Condición de los sitios considerando todas las métricas medidas.

Sitios		% valor del sitio	Condición biótica
Sitios de referencia	1	100	Óptima
	2	95.8	Óptima
Sitios perturbados	3	20.8	Pobre
	4	20.8	Pobre
	5	0	Pobre
	6	0	Pobre
	7	0	Pobre
	8	0	Pobre
	9	0	Pobre
	10	0	Pobre
	11	0	Pobre

7.3.2 Índice de condición biótica con métricas seleccionadas

El índice desarrollado con las seis métricas seleccionadas (índice biótico de Hilsenhoff, % de organismos tolerantes, % colectores, % depredadores, número total de familias y % familia dominante), indicó que sólo los sitios de referencia presentan una condición óptima. Los sitios S3 y S4, presentan una condición moderadamente impactada (Cuadro 16). Esto se debe a que los sitios están ubicados al norte de la

subcuenca y reciben un volumen menor de descargas de aguas residuales. Los sitios restantes presentan un valor de condición de cero. Esto se debe a que el volumen de descargas es mayor, lo que limita la presencia de familias de macroinvertebrados. Aunado a esto, el hábitat de los sitios perturbados presenta una condición pobre, lo que también limita la presencia de macroinvertebrados.

Cuadro 16. Condición de los sitios de acuerdo al índice con métricas seleccionadas.

Sitios	% valor del sitio	Condición biótica
Sitios de referencia	1	Óptima
	2	Óptima
Sitios perturbados	3	Moderadamente impactado
	4	Moderadamente impactado
	5	Pobre
	6	Pobre
	7	Pobre
	8	Pobre
	9	Pobre
	10	Pobre
	11	Pobre

El índice construido con las métricas seleccionadas, de acuerdo a los criterios establecidos, permitió una mayor diferenciación de la condición de los sitios perturbados. Consideró a los sitios perturbados S3 y S4 como condición moderadamente impactada, a diferencia del índice con todas las métricas medidas que consideró a todos los sitios perturbados en una condición pobre.

CAPÍTULO VIII. CONDICIÓN DEL RÍO DE ACUERDO A LOS PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

8.1 Parámetros físico-químicos

8.1.1 Temperatura

La temperatura fue el único parámetro de la NOM-001-SEMARNAT-1996 que no rebasó el valor del límite permisible de 40 °C en todos los sitios (Cuadro 17). La temperatura en los sitios de muestreo se encontró en un rango de 1.5 °C a 17.5 °C. Las temperaturas más bajas se presentaron en los dos sitios de referencia (S1 y S2), debido a la vegetación ribereña, la cual absorbe la radiación solar y evita el aumento de la temperatura del agua del río (Davies y Nelson, 1994; Quinn *et al.*, 1997; Rutherford *et al.*, 1997). En el sitio S3, la temperatura se elevó por descargas urbanas, ausencia de vegetación ribereña y la interrupción de la corriente por la presa Atlangatepec. En el sitio S4 la temperatura bajó debido a que hay vegetación arbórea en los bancos del río, aunque en el área de influencia del sitio dominan los cultivos agrícolas. Del sitio S5 al sitio S10 la temperatura aumentó, debido a mayores descargas urbanas e industriales al río. En sitio S11 la temperatura descendió ligeramente debido a que disminuyen las descargas urbanas e industriales (Figura 48).

Los valores de temperatura son similares a los obtenidos por García-Nieto *et al.* (2011) y Muñoz-Nava *et al.* (2012) en sitios cercanos a la evaluación, excepto los valores de temperatura registrados en la parte más alta de la subcuenca. En el presente estudio se obtuvieron valores de temperaturas más bajos con respecto a los estudios realizados por los autores antes mencionados. Esto se atribuye a que en el día del registro de datos se presentó un descenso de temperatura que afectó a la baja de la temperatura del agua del río.

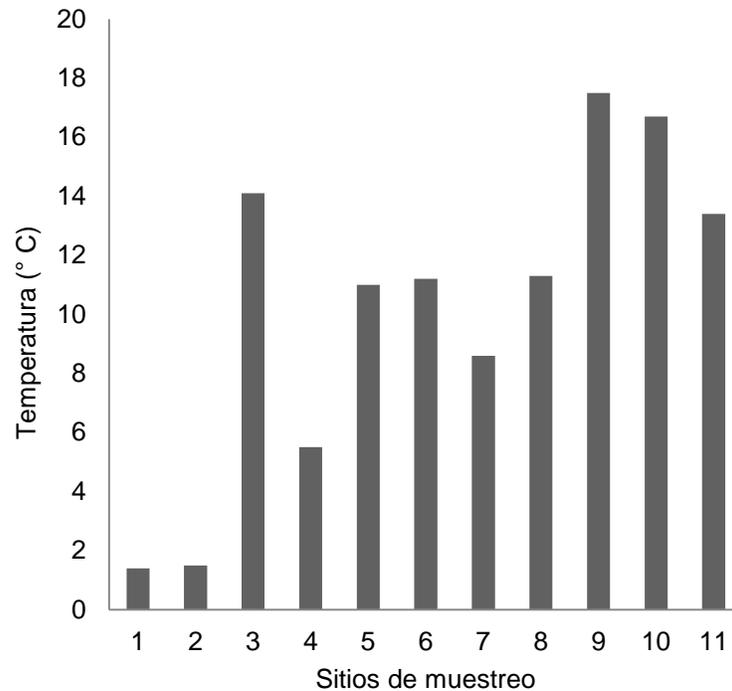


Figura 48. Temperatura en los sitios de muestreo.

El análisis de conglomerados para el parámetro temperatura generó tres grupos (Figura 49). El primero conformado por los sitios S1, S2 y S4, donde se registró bajas temperaturas. En los primeros dos sitios no hay actividades antropocéntricas que incrementen la temperatura del agua, y el cuarto sitio se encuentra alejado de las descargas de aguas residuales. El segundo grupo aglutinó a los sitios S5, S6, S7 y S8, quienes tienen la mayor descarga de aguas residuales urbano – industriales y la vegetación ribereña está ausente. El tercer grupo incluyó a los sitios S3, S9, S10 y S11. Los sitios S3 y S11 presentaron influencia de las actividades agropecuarias y los sitios S9 y S10 tuvieron influencia de las descargas de aguas residuales urbanas e industriales.

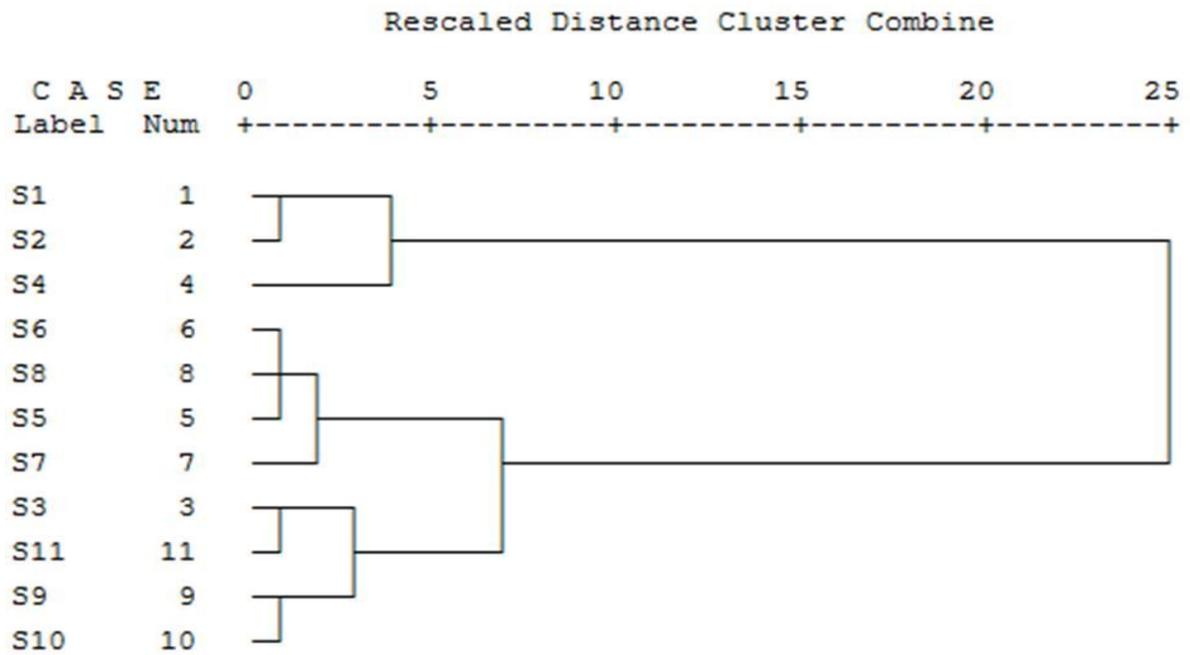


Figura 49. Análisis de conglomerados para temperatura en los sitios de muestreo.

Cuadro 17. Parámetros físico-químicos de los sitios de muestreo.

Parámetros	Valor de referencia	Sitios de muestreo										
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Temperatura (°C)	< 40 °C (a)	1.40	1.50	14.10	5.50	11.0	11.20	8.60	11.30	17.50	16.70	13.40
Oxígeno disuelto (mg/l)	5.0 (b)	6.96	6.94	1.70	3.22	3.29	2.22	2.54	2.25	2.6	2.38	3.28
Conductividad (µs/cm)		124.4	129.2	1076	923	413	2220	2210	2530	2270	5130	752
Total de sólidos disueltos (mg/l)	< 1000 (c)	59	60.70	525	43.60	197.80	1115	1745	1491	1241	5890	363
Salinidad (mg/l)		0	0	0.50	0.30	0.20	1.10	1.80	1.50	1.40	1.50	0.30
pH	6.5-9 (b)	7.80	7.80	8.00	7.10	7.50	8.10	8.51	8.40	8.24	8.20	7.80
Amonio (mg/l)	2.2 (b)	0	0	20	2	20	50	50	102	45	100	9
Amoniaco (mg/l)		0	0	0.490	0.002	0.126	0.985	2.580	2.000	1.489	3.080	0.207
DBO ₅ (mg/l)	60 (a)	0	0	170	90	100	300	320	450	270	350	130
Fósforo total (mg/l)	10 (a)	0	0	50	3	3	72	70	100	55	98	25

(a) Valor de referencia de la NOM-001-SEMARNAT-1996

(b) Valor de referencia de la CCME (2008)

(c) Valor de referencia del estado de Iowa (IDNR, 2009)

8.1.2 pH

El análisis de conglomerados para el parámetro de pH generó tres grupos (Figura 50). El primero conformado por los sitios S1, S2, S5 y S11. Estos sitios corresponden a los de referencia, urbano y agrícola. El segundo grupo incluyó a los sitios S3, S4, S6, S7, S8, S9 y S10, los cuales son sitios con mayor influencia urbano industrial. El sitio S4 tuvo un valor de pH diferente al resto de los sitios, aunque su valor está dentro del rango normal del agua del río.

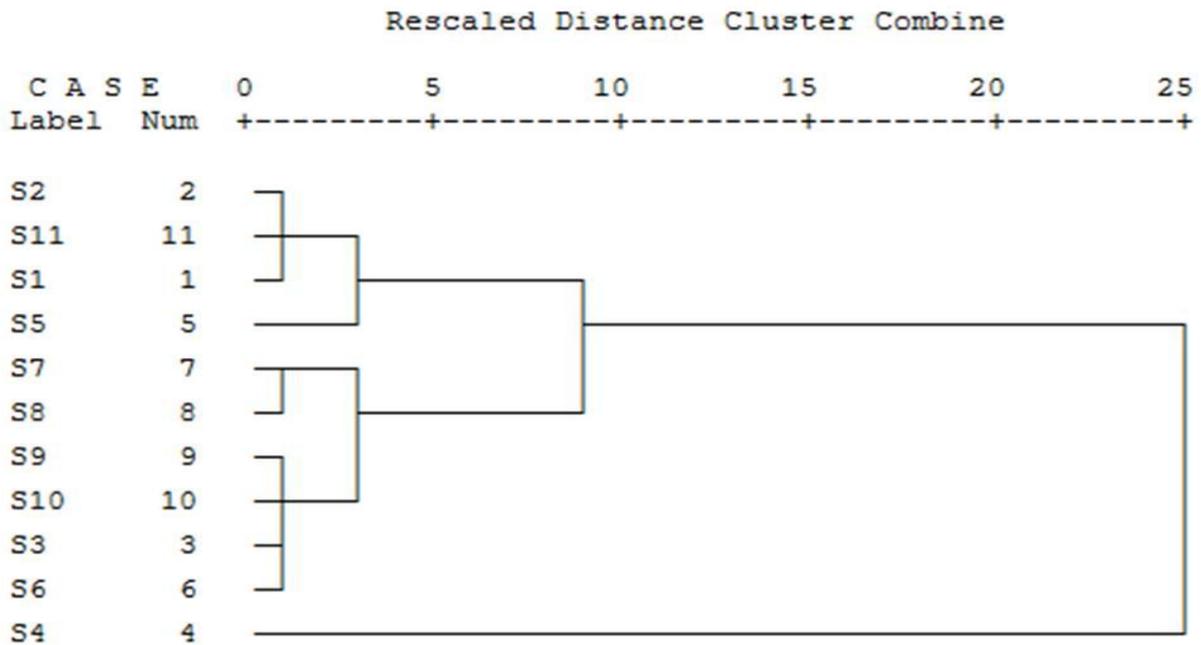


Figura 50. Análisis de conglomerados para pH en los sitios de muestreo.

El valor de pH en los sitios de muestreo se encontró en un rango de 7.8 a 8.5 (Figura 51), dentro del rango permisible considerado por la normatividad canadiense para la protección de la vida acuática (CCME, 2008). Se observó que en los sitios perturbados el valor de pH tiende a ser alto con respecto a los de referencia, excepto en el cuarto y quinto sitio que es donde se registraron valores de pH bajos, posiblemente debido a que se presentaron las primeras lluvias. Los valores de pH

son similares a los obtenidos por García-Nieto *et al.* (2011) y Muñoz-Nava *et al.* (2012) en sitios cercanos a la evaluación.

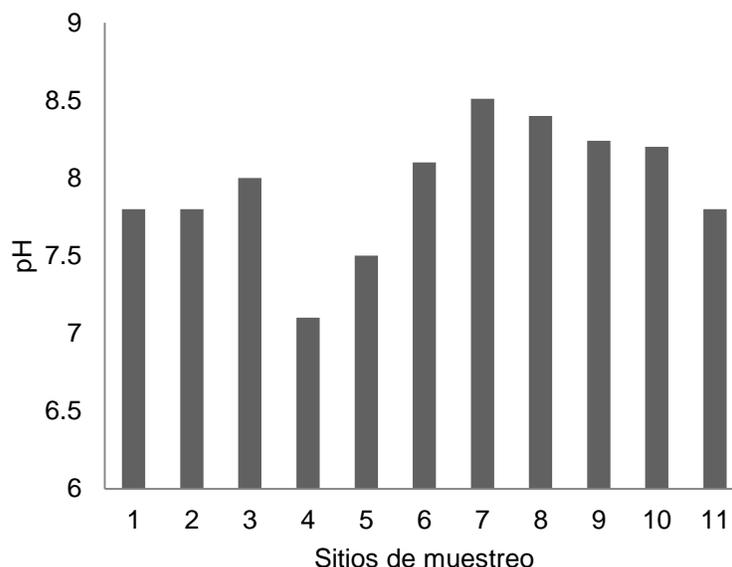


Figura 51. pH en los sitios de muestreo.

8.1.3 Oxígeno disuelto

El análisis de conglomerados para el parámetro de oxígeno disuelto generó dos grandes grupos: los sitios de referencia y los sitios perturbados (Figura 52). Dentro de los sitios perturbados se observó cierta diferencia de los sitios S4, S5 y S11 con respecto al resto de sitios. Estos tres sitios están asociados a actividades agropecuarias y urbanas de baja descarga de agua residual, excepto el sitio S5 que posiblemente por la vegetación ribereña que presenta incorpora oxígeno al río, al igual que para los parámetros de temperatura y pH, indican una condición ligeramente mejor del río, en comparación con los otros sitios perturbados, donde las descargas de aguas residuales favorecen la disminución del oxígeno disuelto en el agua.

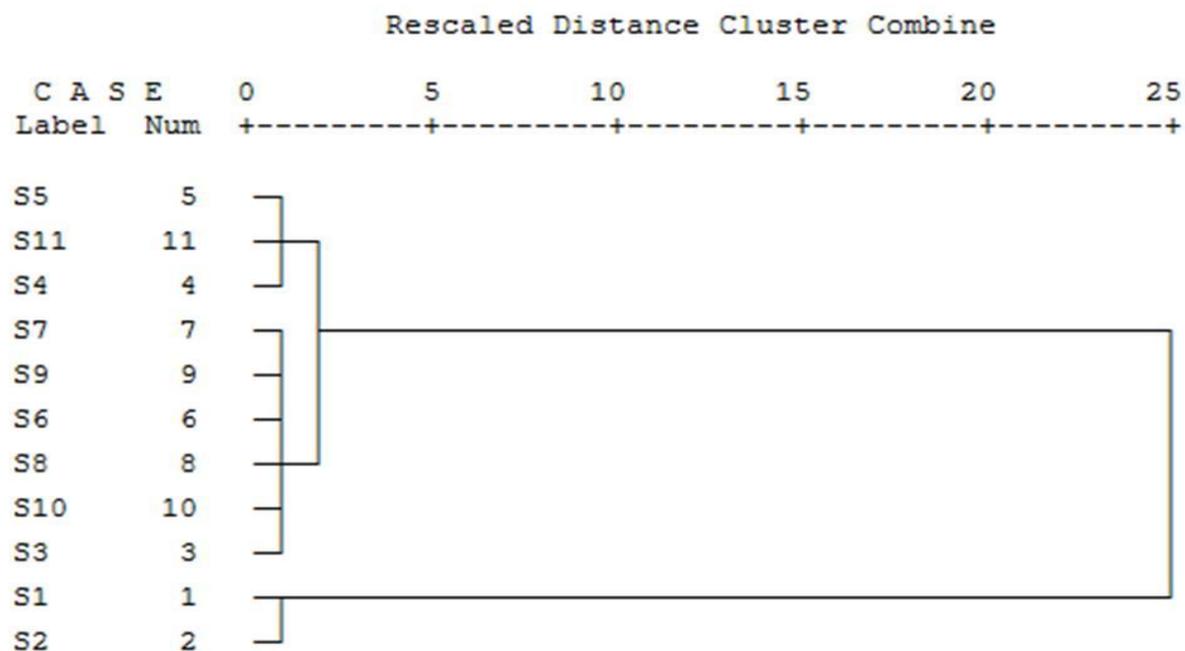


Figura 52. Análisis de conglomerados para oxígeno disuelto en los sitios de muestreo.

Todos los sitios perturbados tuvieron concentraciones de oxígeno disuelto (Cuadro 17) menor al valor de referencia de 5 mg/l, lo que indica malas condiciones del río para la protección de la vida acuática. En los sitios de referencia se registraron valores mayores de oxígeno disuelto al valor de referencia, debido a una mayor solubilidad por las bajas temperaturas del agua (Roldan, 2003), y a que no hay actividades antropocéntricas, y por lo tanto, el aporte de contaminantes y materia orgánica es bajo. En el sitio S3 (Figura 53) el oxígeno disuelto en el agua disminuyó debido a las descargas urbanas e industriales y a la falta de movimiento del río, que está interrumpido por la presa Atlangatepec. En el sitio S4 el valor de oxígeno aumentó ligeramente, con respecto al sitio S3, debido a que la temperatura disminuye por la vegetación arbórea en los bancos del río, aunque en el área de influencia del sitio dominan los cultivos agrícolas. En el sitio S5 el valor del oxígeno disuelto aumenta, por la vegetación ribereña que incorpora oxígeno, y por el movimiento del agua. Del sitio S6 al sitio S10 el oxígeno disuelto disminuye debido a

las descargas urbanas e industriales. El oxígeno disuelto aumentó en el sitio S11, al ser las descargas urbanas e industriales menores.

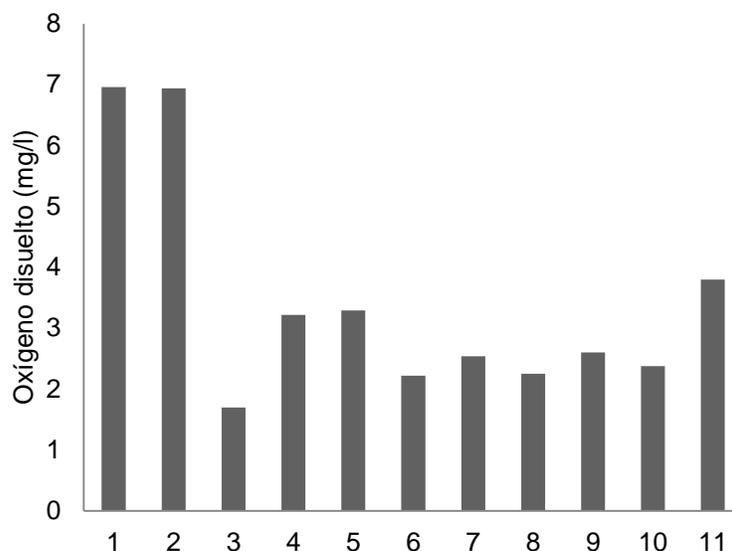


Figura 53. Oxígeno disuelto en los sitios de muestreo.

8.1.4 Demanda biológica de oxígeno (DBO₅)

El análisis de conglomerados para el parámetro de DBO₅ generó dos grupos (Figura 54). Los sitios de referencia se distinguieron de los sitios perturbados S6, S7, S8, S9 y S10, aunque mostraron cierto agrupamiento con los sitios S3, S4, S5 y S11. Estos cuatro grupos son los que reciben menos volúmenes de descarga de agua residual, y en el caso del sitio S11, aguas arriba de él se tiene un transecto largo en el cual no hay influencia directa de grandes descargas urbano-industriales.

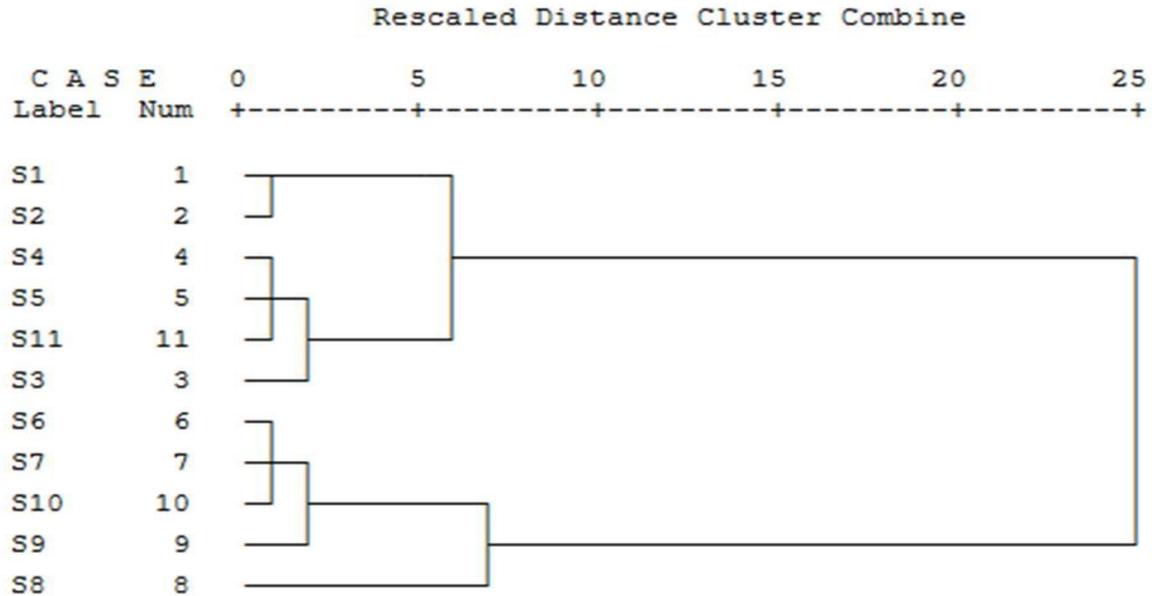


Figura 54. Análisis de conglomerados para DBO₅ en los sitios de muestreo.

La demanda biológica de oxígeno de los sitios de muestreo varió de 0 mg/l, en los sitios de referencia, a 450 mg/l en los sitios perturbados. Es común que en las partes altas de las cuencas (sitios de referencia), las concentraciones de DBO₅ sean mucho menores que en las partes medias y bajas de las cuencas. Fernandez y David (2008) reportan para la parte alta del río Benig de Filipinas una concentración de DBO₅ de 2 mg/l, mientras que en la parte baja es de 11 mg/l. En los sitios perturbados todos los valores de la demanda biológica de oxígeno fueron mayores al valor límite del máximo permisible de 60 mg/l, para la protección de la vida acuática para las descargas de aguas residuales en la NOM-001-SEMARNAT-1996. A partir del tercer sitio los valores de la DBO₅ aumentaron por las descargas sobre el río (Figura 55). Particularmente, los sitios S6, S7, S8 y S10 tuvieron un valor alto de DBO₅. En el sitio 11 (salida de la subcuenca), el valor de la DBO₅ bajó un poco, pero es aún mayor que el límite permisible, lo que puede asociarse a procesos de dilución, por una ligera disminución de sitios de descargas urbanas e industriales.

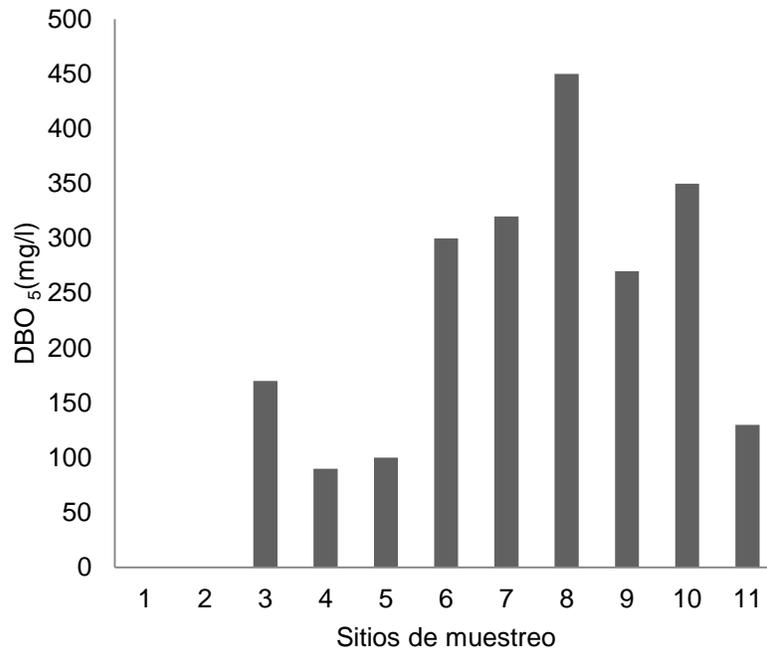


Figura 55. Demanda biológica de oxígeno (DBO₅) en los sitios de muestreo.

8.1.5 Fósforo total

El análisis de conglomerados para el parámetro de fósforo total (Figura 56) mostró que los sitios de referencia (S1 y S2) se agruparon estrechamente con los sitios perturbados S4 y S5, y en menor medida con el sitio S11 (sitio localizado en la salida de la subcuenca). Los sitios S3, S6, S7, S8, S9 y S10 formaron otro grupo. Estos sitios, a excepción del sitio S3, el cual tiene influencia de actividades agropecuarias y se localiza aguas arriba de la presa Atlangatepec, se localizan en la parte central de la subcuenca y predomina la influencia de descargas urbanas e industriales.

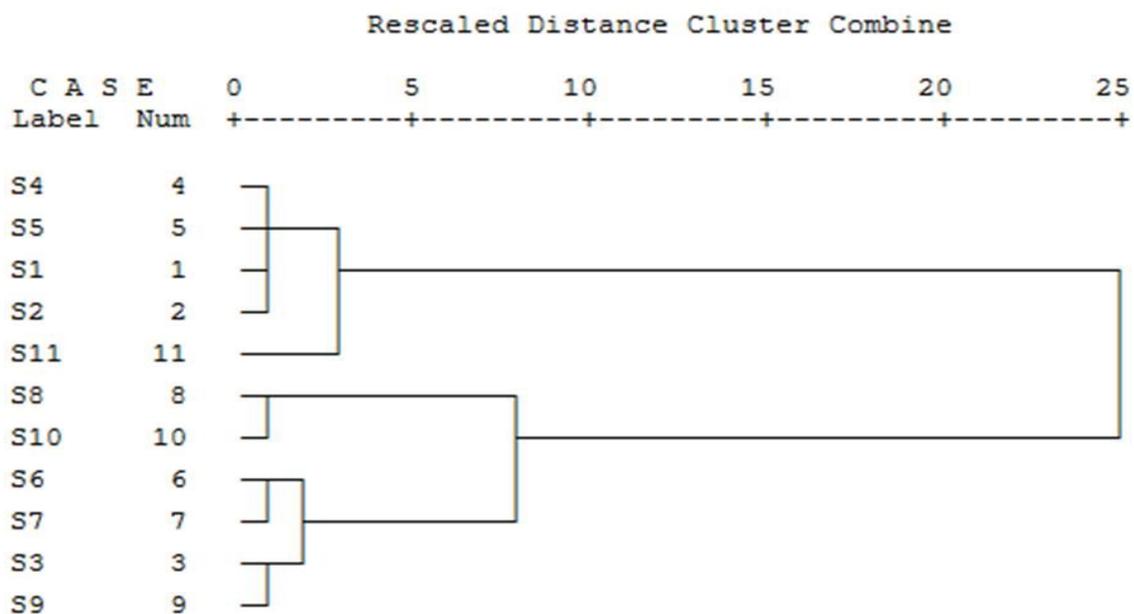


Figura 56. Análisis de conglomerados para fósforo total en los sitios de muestreo.

El valor del fósforo total en los sitios de muestreo se encontró en un rango de 0 mg/l, en los sitios de referencia, a 100 mg/l en los sitios perturbados. Esto reflejó la baja influencia de las actividades humanas en los sitios de referencia, y se notó un aumento a lo largo del río (con excepción de los sitios S4 y S5), con una tendencia a disminuir en la salida de la subcuenca. En siete sitios la concentración de fósforo total excedió el valor de referencia (10 mg/l) de la NOM-001-SEMARNAT-1996; sólo en los sitios perturbados S4 y S5 se tuvieron concentraciones menores a los establecidos en la Norma. El valor alto de fósforo total en la mayoría de los sitios se asoció con las descargas de aguas residuales urbano industriales. Anteriormente, se asociaban las altas concentraciones de fósforo con las actividades agrícolas que usaban altas dosis de fertilizante fosfatado. Sin embargo, recientemente (Jarvie *et al.*, 2006) se ha documentado que hoy día son más importantes las fuentes puntuales de contaminación que las difusas en los procesos de eutrofización del río. En el último sitio el valor de fósforo total disminuyó, posiblemente por procesos de dilución y bajas descargas de aguas residuales en esa zona, pero aún la concentración fue más del doble del máximo permisible.

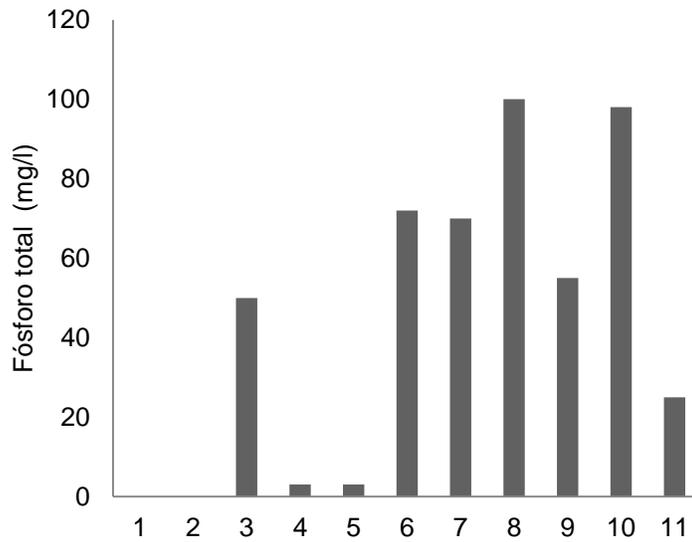


Figura 57. Fósforo total en los sitios de muestreo.

8.1.6 Conductividad eléctrica

El análisis de conglomerados para el parámetro de conductividad eléctrica generó dos grupos (Figura 58). El primero conformado por los sitios S1, S2, S3, S4, S5 y S11. El segundo grupo incluyó a los sitios S6, S7, S8 y S9. El sitio S10 no se agrupó con el resto de los sitios y es el sitio que recibe uno de los mayores volúmenes de aguas residuales, provenientes de la ciudad de Tlaxcala.

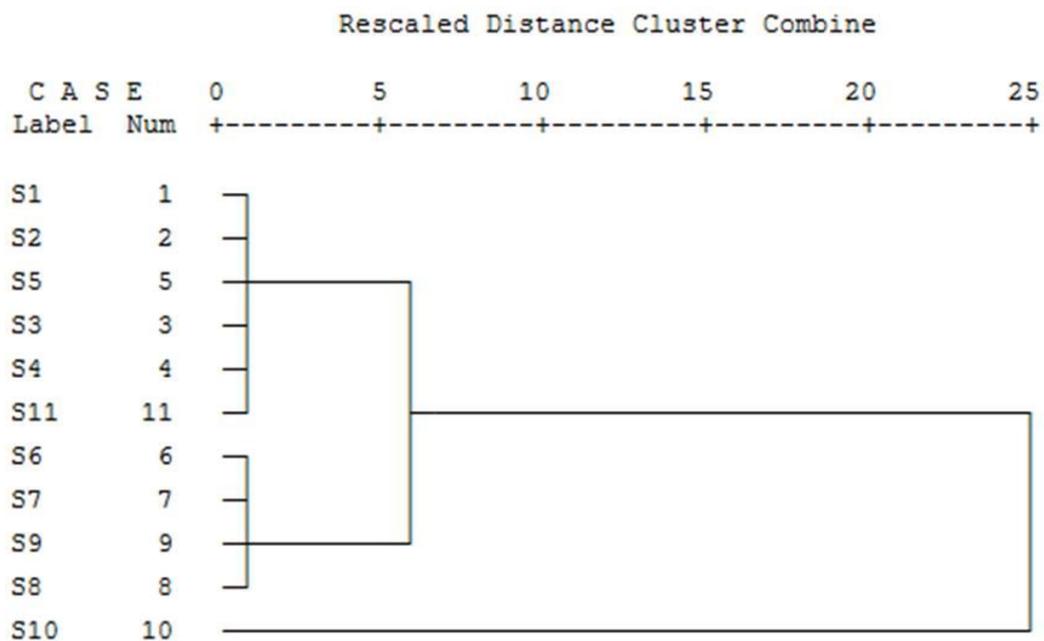


Figura 58. Análisis de conglomerados para conductividad eléctrica en los sitios de muestreo.

La conductividad eléctrica en los sitios de muestreo se encontró en un rango de 124.3 $\mu\text{s}/\text{cm}$ a 5130 $\mu\text{s}/\text{cm}$. Los valores más bajos se obtuvieron en los sitios de referencia, debido a la ausencia de actividades antropocéntricas y no hay descargas de contaminantes que incrementen la concentración de sales. En los sitios restantes el valor de conductividad aumentó (Figura 59), debido a un incremento de las descargas de aguas residuales.

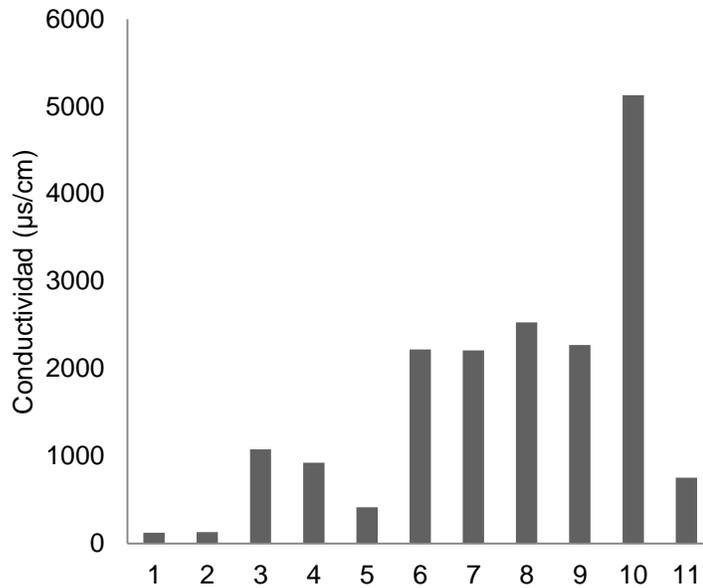


Figura 59. Conductividad eléctrica en los sitios de muestreo.

8.1.7 Total de sólidos disueltos (TSD)

El análisis de conglomerados para el parámetro TSD mostró que los sitios de referencia se agruparon con los sitios S3, S4, S5 y S11 (Figura 60). Aparte se agruparon los sitios S6, S7, S8 y S9. Mientras que el sitio S10 quedó como un solo grupo, debido a que es un sitio receptor de altos volúmenes de descargas.

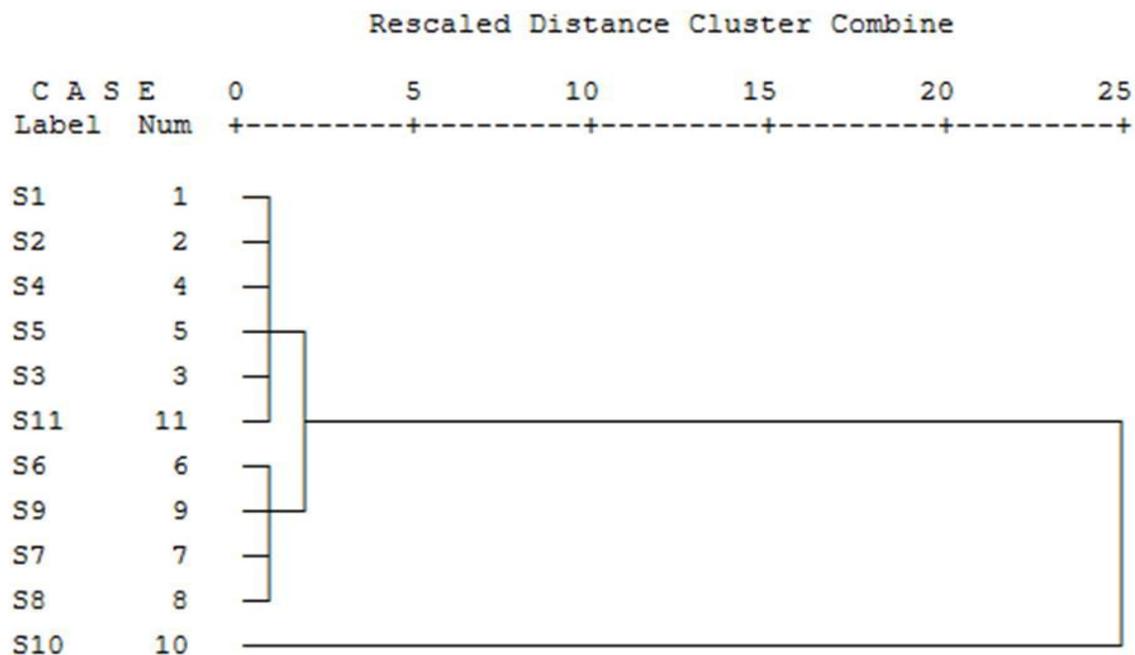


Figura 60. Análisis de conglomerados para total de sólidos disueltos en los sitios de muestreo.

El total de sólidos disueltos en los sitios de muestreo se encontró en un rango de 59 mg/l a 5890 mg/l. Los valores más bajos estuvieron en los sitios de referencia, debido a la ausencia de actividades antropocéntricas. A partir del tercer sitio los valores se incrementaron (Figura 61), debido a las descargas sobre el río. El décimo sitio tiene el valor más alto, debido a las descargas urbana e industrial de la ciudad de Tlaxcala. En el sitio S11 el valor del total de sólidos disueltos bajó debido a que disminuye el número de descargas.

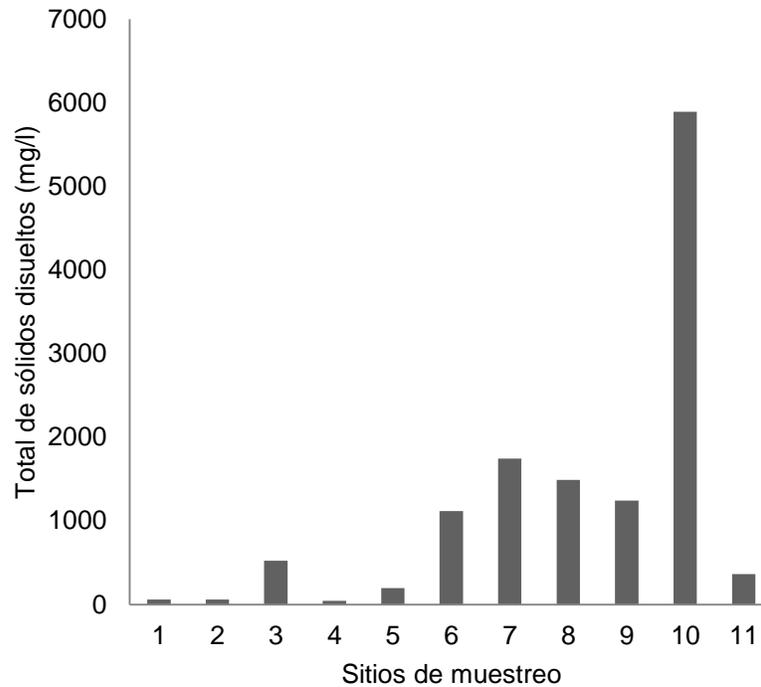


Figura 61. Total de sólidos disueltos en los sitios de muestreo.

8.1.8 Salinidad

El análisis de conglomerados para el parámetro de salinidad generó dos grupos (Figura 62). El primero conformado por los sitios S1, S2, S3, S4, S5 y S11. En este se agruparon tanto los sitios de referencia como los sitios perturbados. Sin embargo, los sitios perturbados de este grupo tienen influencia de los centros de población con menor número de habitantes de la subcuenca. En el segundo grupo, representado por los sitios S6, S7, S8, S9 y S10, se encuentran los sitios con influencia de zonas urbanas e industriales, las cuales descargan un mayor volumen de aguas residuales.

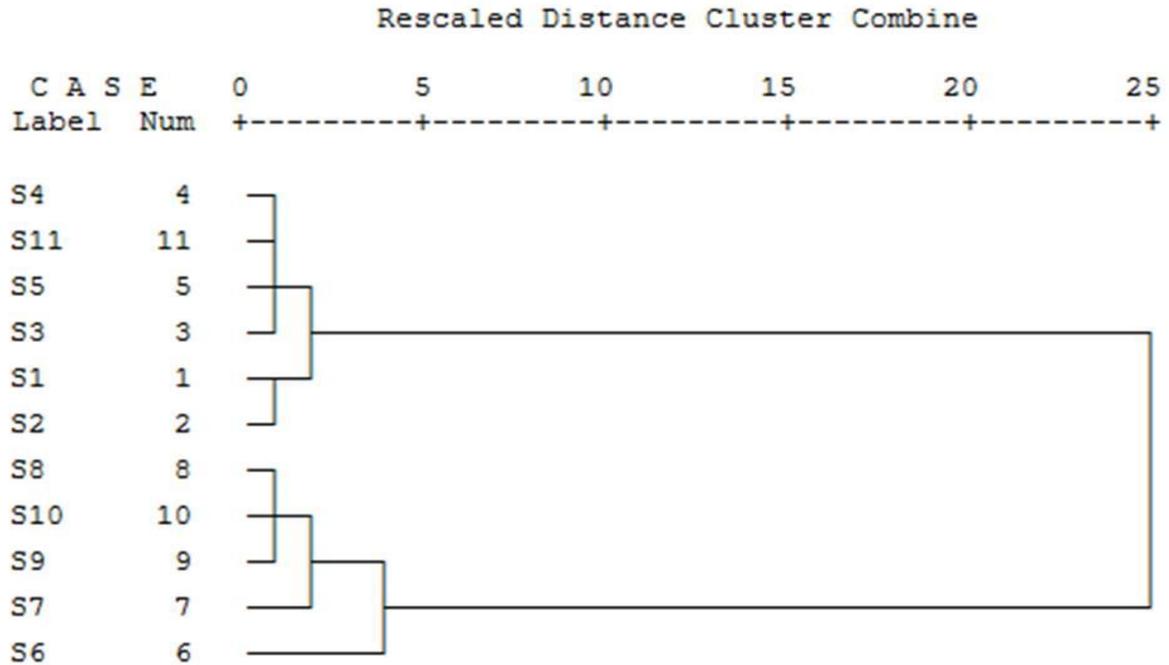


Figura 62. Análisis de conglomerados para salinidad en los sitios de muestreo.

Los valores de salinidad estuvieron en un rango de 0 mg/l a 1.8 mg/l. Los sitios con salinidad cero son los de referencia. A partir del sitio S3 los valores aumentaron por las descargas sobre el río (Figura 63). En el último sitio (S11) la salinidad bajó, debido a que las descargas disminuyen.

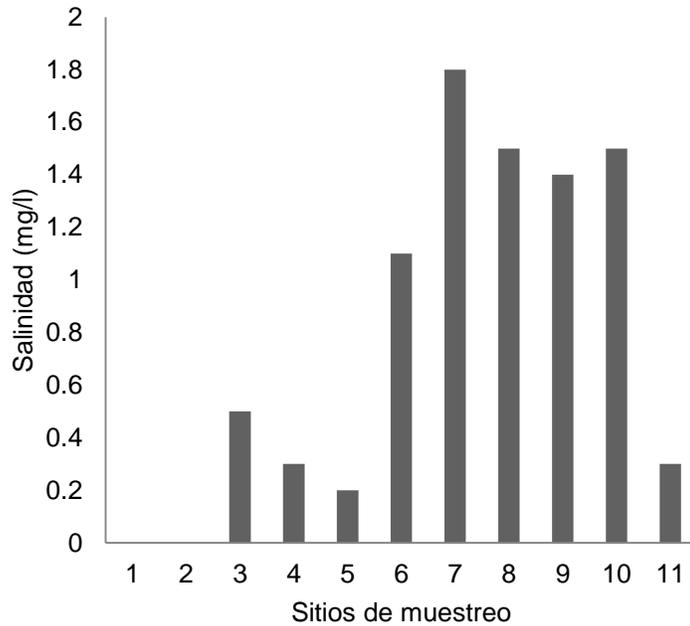


Figura 63. Salinidad en los sitios de muestreo.

8.1.9 Amoniaco

El análisis de conglomerados indicó que los sitios de referencia se agruparon cercanamente con los sitios S5 y S7, y en menor grado con los sitios S3, S4, S9 y S11 (Figura 64). Aparte se agruparon los sitios S6 y S10, quedando sólo el sitio S8. Estos sitios son cercanos a las zonas urbanas de la subcuenca que concentran mayor número de población y descargas industriales.

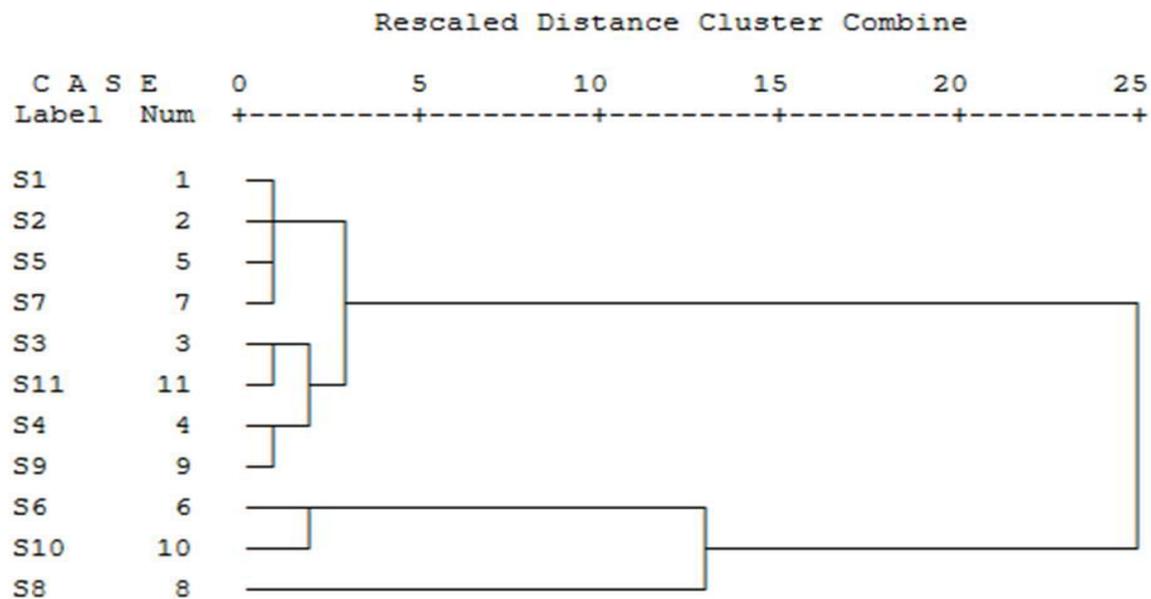


Figura 64. Análisis de conglomerados para amoníaco (NH₃) en los sitios de muestreo

La concentración de amoníaco en los sitios de muestreo se encontraron en un rango de 0 mg/l a 3.08 mg/l. Se observó una tendencia de aumento aguas abajo de la cabecera de la subcuenca, asociada a los volúmenes de descargas urbanas e industriales sobre el río. El sitio S10 presentó el valor más alto de amoníaco, debido a que el sitio recibe las descargas de aguas residuales de la ciudad de Tlaxcala. En el último sitio (S11) el valor de amoníaco disminuyó, quizá asociado a un menor volumen de descargas (Figura 65).

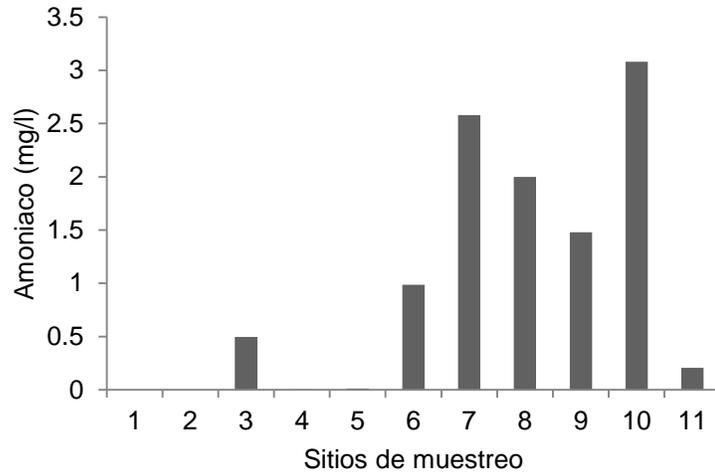


Figura 65. Amoniaco en los sitios de muestreo.

8.2 Índice de condición de calidad de agua de los sitios

El índice de calidad de agua indicó que los sitios de referencia (S1 y S2) están en la categoría excelente (óptima), debido a una mínima perturbación por las actividades humanas (Cuadro 18). El sitio S4 presenta una condición favorable por influencia de la presa Atlangatepec, ubicada aguas arriba del sitio, la cual recibe y retiene las descargas de aguas residuales. Los sitios S5 y S11 presentan una condición marginal, por un aumento de las descargas de las zonas urbanas e industriales sobre el río. Los sitios S3, S6, S7, S8, S9 y S10 tienen una condición pobre. En el sitio S3, ubicado en la entrada a la presa Atlangatepec, se concentran las aguas residuales del municipio de Tlaxco y su zona industrial. La condición de los otros sitios refleja la influencia de grandes volúmenes de descargas de agua residual industrial y público-urbano.

Cuadro 18. Índice de calidad de agua de los sitios de muestreo.

Sitios	Índice de calidad de agua	Categoría
S1	100	Excelente (Óptima)
S2	100	Excelente (Óptima)
S3	28.28	Pobre
S4	75.54	Favorable
S5	52.07	Marginal
S6	33.38	Pobre
S7	24.90	Pobre
S8	22.07	Pobre
S9	25.59	Pobre
S10	22.03	Pobre
S11	46.04	Marginal

CAPÍTULO IX. RELACIONES ENTRE LAS CONDICIONES DEL RÍO Y SU CONDICIÓN GENERAL

9.1 Correlación del índice de condición biótica con el valor total de hábitat

El análisis de regresión lineal simple entre el índice de condición biótica (métricas seleccionadas y totales) y el valor total de hábitat indicó que están positivamente correlacionados. A medida que el valor total de la condición de hábitat disminuye la condición biótica decrece (Figura 66). Estos resultados son similares a los obtenidos por Lammert y Allan (1999), Nerbone y Vondracek (2001), Rogers *et al.* (2002) y Boonsoong *et al.* (2009).

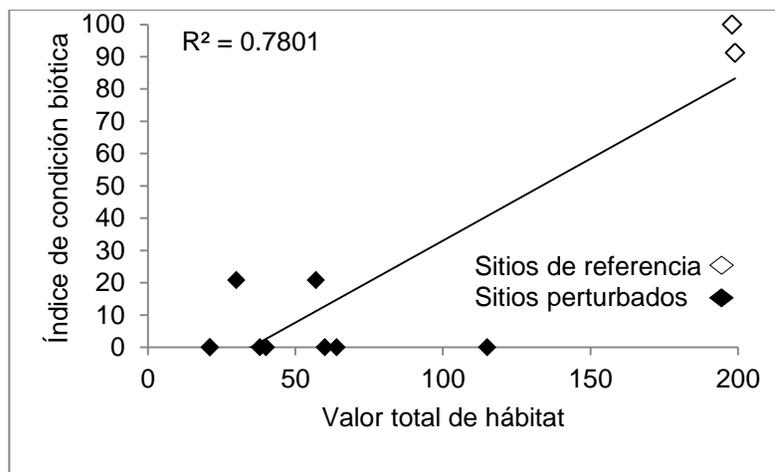


Figura 66. Análisis de regresión entre el valor total de hábitat y el índice de condición biótica.

El análisis de correlación de Spearman mostró que las métricas que se relacionan positivamente con la puntuación total de hábitat son: número de familias del orden Trichoptera, % de EPT, % de Ephemeroptera, % raspadores y % fragmentadores (Cuadro 19). Estas métricas responden a la perturbación, disminuyendo la cantidad de macroinvertebrados. El valor de estas métricas disminuye si el hábitat se

encuentra perturbado (Barbour *et al.*, 1996; Tetra Tech, 2000). Estos resultados son similares a los obtenidos por Rios y Bailey (2006), Sponseller *et al.* (2001) y Boosoong *et al.* (2009), quienes encontraron en sitios con mayor cobertura forestal o mínima perturbación mayor número de familias ubicadas dentro de los órdenes indicadores de perturbación (% EPT, % Ephemeroptera y número de familias del orden Trichoptera). Sin embargo, en el presente estudio la condición biótica fue afectada no solamente por la condición de hábitat, sino también por las descargas de aguas residuales sobre el río.

Cuadro 19. Correlación de Spearman entre métricas calculadas y el valor total de hábitat.

Categoría	Métrica	r
Riqueza	Número total de familias	0.647
	Número de familias del los órdenes EPT	0.802
	Número de familias del orden Trichoptera	0.828*
Composición	% EPT	0.845*
	% Ephemeroptera	0.820*
Tolerancia	% Organismos tolerantes	-0.493
	IBH	-0.429
	% Familia dominante	-0.609
Tipos de alimentación	% Raspadores	0.820*
	% Depredadores	0.657
	% Colectores	-0.657
	% Filtradores	-0.131
	% Fragmentadores	0.845*

Correlaciones marcadas significativas * $p < 0.05$

9.2 Correlación de métricas de condición biótica y calidad del agua

El análisis de correlación de Spearman indicó no asociación entre el pH y las métricas de condición biótica (Cuadro 20). Tampoco se encontró asociación entre las métricas índice biótico de Hilsenhoff (IBH), el porcentaje de organismos tolerantes, el porcentaje de depredadores, el porcentaje de colectores y el porcentaje de filtradores. Estas métricas indican una mala calidad del sitio.

Cuadro 20. Correlación de Spearman entre métricas y calidad de agua.

	pH	Tempe- ratura	DBO ₅	NH ₃	Tsd	O ₂ disuelto	Conduc- tividad	Salinidad	Fósforo total
Número total de familias	-0.239	-0.883*	-0.896*	-0.537	-0.706	0.647	-0.736	-0.746	-0.833*
Número de familias EPT	-0.313	-0.926**	-0.939**	-0.564	-0.741	0.802	-0.802	-0.814*	-0.890*
No. de familias Trichoptera	0.000	-0.828*	-0.840*	-0.840*	-0.414	0.828*	-0.828*	-0.840*	-0.853*
% EPT	0.000	-0.777	-0.823*	-0.823*	-0.371	0.777	-0.777	-0.823*	-0.836*
% Ephemeroptera	-0.308	-0.880*	-0.924**	-0.554	-0.698	0.759	-0.759	-0.801	-0.875*
% Organismos tolerantes	0.000	0.783	0.765	0.647	0.493	-0.551	0.696	0.676	0.731
IBH	-0.116	0.714	0.696	0.580	0.429	-0.486	0.600	0.580	0.647
% Familia dominante	0.235	0.899*	0.882*	0.529	0.725	-0.667	0.754	.0735	0.821*
% Raspadores	-0.308	-0.880*	-0.924**	-0.554	-0.698	0.759	-0.759	-0.801	-0.875*
% Depredadores	-0.406	-0.486	-0.522	-0.754	-0.200	0.600	-0.714	-0.754	-0.647
% Colectores	0.783	0.486	0.551	0.377	0.486	-0.543	0.600	0.667	0.618
% Filtradores	-0.664	-0.131	-0.133	0.664	-0.655	-0.131	0.131	0.133	0.000
% Fragmentadores	0.000	-0.778	-0.823*	-0.823*	-0.372	0.778	-0.778	-0.823*	-0.836*

Correlaciones marcadas significativas *p<0.05, **p<0.01

Los parámetros de calidad del agua que mostraron mayor asociación con las métricas de condición biótica del río fueron la demanda biológica de oxígeno para

un periodo de cinco días (DBO_5), el fósforo total y la temperatura (8, 7 y 6 correlaciones significativas, respectivamente). Las correlaciones significativas fueron con el número total de familias, número de familias de EPT, número de familias del orden Trichoptera, % de Ephemeroptera y % de raspadores. Todas estas métricas son indicadoras de buena calidad del sitio.

Las métricas que mostraron mayor asociación con los parámetros de calidad del agua fueron: número de familias del orden Trichoptera, número de familias de EPT, % de EPT, número total de familias y % de fragmentadores. Una menor asociación con los parámetros mostraron las métricas % de Ephemeroptera, % de familia dominante y porcentaje de raspadores.

En términos generales, se confirmó que las métricas de condición biótica que se reportan como indicadoras de una mejor calidad del agua, se asociaron más con los valores medidos de parámetros físico – químicos de calidad del agua. Estos resultados indican que tanto la condición del hábitat como los diferentes tipos de descargas de aguas residuales inciden significativamente en la condición biótica del río Zahuapan.

9.3 Condición general del río Zahuapan

La evaluación agregada de la condición del río indicó que todos los sitios perturbados tienen una condición pobre (la condición más baja o más impactada), a excepción del sitio S4, localizado aguas abajo de la presa Atlangatepec. Esto se debe a que no recibe grandes volúmenes de aguas residuales y a que la presa retiene contaminantes de las descargas vertidas aguas arriba (Cuadro 21).

Cuadro 21. Condición de los sitios de muestreo.

Sitios	Índice			Condición general
	Hábitat	Condición biótica	Calidad de agua	
S1	Óptima	Óptima	Excelente (Óptima)	Óptima
S2	Óptima	Óptima	Excelente (Óptima)	Óptima
S3	Pobre	Moderadamente impactada	Pobre	Pobre
S4	Pobre	Moderadamente impactada	Favorable	Moderadamente impactada
S5	Pobre	Pobre	Marginal	Pobre
S6	Pobre	Pobre	Pobre	Pobre
S7	Pobre	Pobre	Pobre	Pobre
S8	Pobre	Pobre	Pobre	Pobre
S9	Pobre	Pobre	Pobre	Pobre
S10	Pobre	Pobre	Pobre	Pobre
S11	Pobre	Pobre	Marginal	Pobre

Se considera que en términos generales hubo concordancia en las tres evaluaciones de la condición del río. Aunque la evaluación de calidad de agua (parámetros físico-químicos) mostró una ligera diferenciación de los sitios, seguida de la evaluación biótica.

CAPÍTULO X. CONCLUSIONES

El enfoque multimétrico, basado en el protocolo de evaluación biótica en ecosistemas acuáticos, tomando como bioindicadores a los macroinvertebrados, permitió evaluar la condición ecológica de los sitios donde hay un marcado impacto de las actividades humanas, diferenciando claramente a estos sitios de los sitios tomados como referencia, con mínima perturbación.

En las evaluaciones parciales de condición de hábitat, condición biótica y condición de calidad del agua, aunque hubo pequeñas diferencias en el resultado de la condición del río, en general, coincidieron en ubicar a los sitios afectados por las actividades agropecuarias, urbanas e industriales en una condición fuertemente afectada por estas actividades.

Los resultados mostraron que las variables de hábitat, bióticas y de calidad del agua están relacionadas entre sí. Esto implica, que la restauración de la condición ecológica del río debe considerar todas estas variables. Esto requiere la adopción de enfoques integrales, como el enfoque de cuencas.

El índice de condición agregado o global indicó que, a excepción de las zonas forestales, donde la perturbación por las actividades humanas es mínima, la condición ecológica del río Zahuapan se ubica en la categoría de pobre, que corresponde a la peor condición ecológica de la metodología utilizada en la evaluación.

Las actividades agropecuarias y las descargas de aguas residuales urbanas e industriales son los principales factores de deterioro de la condición del río Zahuapan. Sin embargo, la influencia de las actividades agropecuarias son más localizadas y de menor impacto que las derivadas de los asentamientos humanos y desarrollos industriales.

CAPÍTULO XI. RECOMENDACIONES

Debido a que en la presente investigación se evaluó la condición del río Zahuapan en una sola estación del año y durante un solo año, se considera conveniente aplicar la metodología para realizar otros estudios que consideren la estacionalidad de los caudales del río, durante un periodo de por lo menos cinco años. Esto permitirá valorar los cambios de condición en el río y precisar la influencia de los factores de su alteración. En la evaluación de la condición biótica se podrían identificar nuevas familias, lo que permitiría proponer nuevas métricas para precisar el índice de condición biótica de la subcuenca.

Para mejorar la condición del hábitat del río no solamente es necesario abordar el problema de las descargas de aguas residuales y su consecuente impacto en la calidad del agua del río. La restauración del ecosistema acuático del río Zahuapan no se resuelve solamente construyendo plantas de tratamiento. Es necesario también mejorar las condiciones del hábitat acuático y ribereño. Es conveniente aumentar el ancho de la vegetación ribereña de tipo arbórea en por lo menos 10 m. Esto regularía la temperatura e incrementaría la disponibilidad del oxígeno disuelto en el agua. Como consecuencia, se tendría una mayor diversidad de especies acuáticas, mejores condiciones de las áreas recreativas y sería posible el aprovechamiento acuícola en la presa Atlangatepec y otros cuerpos de agua cercanos al río. También, el evitar la canalización del río y extracción de sustrato del cauce ayudaría a mejorar la diversidad de especies en el río y mantener un equilibrio en ellas.

En cuanto a la evaluación de la condición del río basada en parámetros físico-químicos, se requiere que en México se genere investigación para tener valores de referencia o límites permisibles de estos parámetros para la protección de la vida acuática, actualmente no disponibles. Además, se requiere establecer un sistema de monitoreo continuo del río para la evaluación de su condición ecológica, no solamente orientada a riesgos de salud humana, sino también considerar la integridad y el buen estado del ecosistema acuático.

CAPÍTULO XII. LITERATURA CITADA

- Alexander, R. B., R. A. Smith, G. E. Schwars, E. W. Boyer, J. V. Nolan, and J. W. Brakebill. 2008. Differences in phosphorus and nitrogen delivery to the Gulf of Mexico from the Mississippi river basin. *Environ. Sci. Technol.* 42: 822 – 830.
- Allan, D. J. 2004. Landscapes and riverscapes: The Influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35: 257–84.
- Banco Mundial. 2008. Informe: agricultura para el desarrollo. Banco Mundial en coedición con Mayol Ediciones S. A. Bogotá, Colombia. 301 p.
- Barbour, M. T., J. Gerritsen, G. E. Griffith, R. Frydenborg, E. Mcarron, J. S. White, and M. L. Bastian. 1996. A framerwork for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 15: 185 - 211.
- Benez, M. C., E. F. Kauffer y G. C Álvarez. 2010. Percepciones ambientales de la calidad del agua superficial en la microcuenca del río Fogótico, Chiapas. *Frontera Norte* 22: 129 -158.
- Barbour, M. T., J. Gerritsen., B. D. Synider., and J. B. Stribling. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.

- Bermúdez, E. A. R., E. Cabrera M., P. A. Pérez V. y R. M Gutiérrez Z. 2002. Presa Atlangatepec, Tlaxcala. *In: Pesquerías en tres cuerpos de aguas continentales de México.* Pérez, V. P. A., L. E. Cruz S., E. A. Bermúdez R., E. Cabrera M., R. M. Gutiérrez Z. (comps). Instituto Nacional de la Pesca. México.168 p.
- Boonsoong, B., N. Sangpradub, and M. T. Barbour. 2009. Development of rapid bioassessment approaches using benthic macroinvertebrates for Thai streams. *Environ. Monit. Assess.* 155: 129 – 147.
- Bouchard, R. W., Jr. 2004. Guide to aquatic macroinvertebrates of the Upper Midwest Resources Center, University of Minnesota, St. Paul, MN. 208 p.
- Bunn, S. E., P. M. Davies, and T. D. Mosisch. 1999. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshwater Biology* 41: 333 - 345.
- Bustamante, G. A., S. Vargas L. J. D Guerrero R., N. Pérez R, F.Calderón S., J. I. Olvera H., y E. Pérez R. 2011. Caprinocultura, recursos naturales y sociedad en la Montaña de Guerrero. *In: Experiencias en la producción de ganado caprino en el estado de Guerrero.* Colegio de Postgraduados, Campus Puebla. pp: 58-59.
- Bustamante, A., S. Vargas, J.D. Guerrero, J.I. Olvera y E. Aceves. 2013. Los servicios ambientales de los agroecosistemas ribereños del Río Tlapaneco. *Montaña* 3(5): 9 - 12.
- CCME. 2001. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: CCME Water Quality Index 1.0, User's Manual. *In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.*

- CCME, 2008. Canadian Council of Ministers of the Environment. Canadian water quality guidelines for freshwater aquatic life. 85 - 109 p.
- CNSPBC. 2009. Infraestructura de los eslabones de la cadena productiva bovinos carne en: Tlaxcala. Comité Nacional del Sistema Producto Bovinos Carne. 5 p.
- CONAGUA. 2012. Localizador de aprovechamientos. Disponible en línea en: <http://www.cna.gob.mx/Contenido.aspx?n1=5&n2=37&n3=45&n4=45>
- CONAGUA. 2008. Programa Nacional Hídrico 2007-2012. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 135 p.
- CONAGUA. 2013. Estadísticas del agua en México, edición 2012. Comisión Nacional del Agua. México, D.F. 133 p.
- Correa-Araneda, F., R. Rivera, J. Urrutia, P. de los Ríos, A. Contreras y F. Encina-Montoya. 2010. Efectos de una zona urbana sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de un ecosistema fluvial del sur de Chile. *Limnetica* 29: 183 - 194.
- Costanza, R. and M. Mageau. 1999. What is a healthy ecosystem?. *Aquatic Ecology* 33: 105 - 109.
- Cotler, A. H. 2007. Manejo integral de cuecas hídricas y su aplicación en la salud de los ríos de México. En: Alcocer G. J. M., C. Gay G., E. Martínez M., V. Souza S., D. Arjona A., E. Provencio D. y H. Cotler A. (comps). Recursos naturales y sustentabilidad. Fondo editorial de Nuevo León. pp: 41 - 48.

- Davies, P. E. and M. Nelson. 1994. Relationships between riparian buffer widths and the effects of logging on stream habitat, invertebrate community composition and fish abundance. *Aust. J. Mar. Freshwater Res* 45: 1289 - 1305.
- Dudgeon, D. 2000. Large-scale hydrological changes in Tropical Asia: prospects for riverine biodiversity. *BioScience* 50: 793 - 806.
- Echeverría, S. S., M. Pinnock, M.J. Arias, F. Mena, K. Solano y C. Rupert. 2011. Presencia de residuos de plaguicidas y calidad biológica del agua del río Jiménez, como representante de los ríos del Caribe de Costa Rica. Universidad Nacional: Heredia.
- Elosegui, S. y A. Sabater. 2009. Presentación: importancia de los ríos. In: Elosegui S., A. Sabater (eds). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA. 411 p.
- Fernandez, X.G.A. and M.E.D. David. 2008. Water quality assessment of the Benig river: implication to environment management. International Symposium coupling sustainable sanitation and groundwater protection, 14 – 17 October 2008 Hannover, Germany, federal Institute for Geosciences and Natural resources (BGR).
- Frank, B. 1955. La historia del agua como historia del hombre. En: *Agua, su aprovechamiento en la agricultura*. Editorial Herrero, S.A., México, D.F. pp. 1 – 9.
- Galindo, D. J., G. 2011. Valoración económica del agua del río Tlapaneco. Tesis de Maestría en Ciencias-PROEDAR. Colegio de Postgraduados, Campus Puebla. Puebla. 85 p.

- García, E. y CONABIO.1998. Climas (clasificación de Koppen, modificado por García). Escala 1:1000000. México.
- García-Nieto, E., L. Carrizales-Yañez, L. Juárez-Santacruz, E. García-Gallegos, E. Hernández-Acosta, E. Briones-Corona y O. G. Vázquez- Cuecuecha. 2011. Plomo y arsénico en la subcuenca del Alto Atoyac en Tlaxcala, México. RCHSCFA 1: 7 - 17.
- Garrido, P. A., M. L. Cuevas, H. Cotler, D. I. González y R. Tharme. 2010. Evaluación del grado de alteración ecohidrológica de los ríos y corrientes superficiales de México. Investigación Ambiental 2: 25 - 45.
- Gibson, G. R., M. T. Barbour, J. B. Stribling, J. Gerritsen, and J. R. Karr. 1996. Biological Criteria: Technical Guidance for Streams and Small Rivers. Revised Edition. U.S.E.P.A., Office Water, EPA 822-B-96-001. Washington, D.C.
- Gutiérrez-Fonseca, P. E. 2010. Guía ilustrada para el estudio ecológico y taxonómico de los insectos acuáticos del Orden Coleoptera en El Salvador. En: Springer, M. & J.M. Sermeño Chicas (eds.). Formulación de una guía metodológica estandarizada para determinar la calidad ambiental de las aguas de los ríos de El Salvador, utilizando insectos acuáticos. Proyecto Universidad de El Salvador (UES) – Organización de los Estados Americanos (OEA). Editorial Universitaria UES, San Salvador, El Salvador. 64 p.
- HACH. 2003. Water Analysis Handbook. Fourth Edition. Loveland, Colorado. U. S. A. 1261 p.
- HACH. 2008. BODTrak™ II Manual de usuario. Second Edition. U. S. A. 46 p.

- Hannaford, M. J. and V.H. Resh. 1995. Variability in macroinvertebrate rapid-bioassessment surveys and habitat assessments in a northern California stream. *Journal of the North American Benthological Society* 14: 430 - 439
- Herbst, D. B. and E. L. Silldorff. 2009. Development of a Benthic Macroinvertebrate Index of Biological Integrity (IBI) for Stream Assessments in the Eastern Sierra Nevada of California. Final Report. 89 p.
- IDNR. 2009. Water quality standards review: Chloride, sulfate and total dissolved solids. Iowa Department of Natural Resources Consultation Package. 79 p.
- Hilsenhoff, W. L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society* 7(1): 65 - 68.
- INEGI. 1999. Conjunto de datos vectoriales escala 1:50,000. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, Ags., México.
- INEGI. 2010a. Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso de suelo y vegetación, escala 1:250 000, Serie IV. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, Ags., México.
- INEGI. 2010b. Censo General de Población y Vivienda, México.
- INIFAP y CONABIO. 1995. Edafología. Escalas 1:250000 y 1:1000000. México.
- Jarvie, H.P., C. Neal, and P. J.A. Whithers. 2006. Sewage-effluent phosphorus: A greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus?. *Science of the Total Environment* 360: 246 – 253.

- Jiménez, C. B. E. 2001. La contaminación ambiental en México: causas efectos y tecnología apropiada. Limusa, Colegio de Ingenieros Ambientales de México, A. C., Instituto de Ingeniería de la UNAM y FEMIPESCA. México. 926 p.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21-27.
- Karr, J. R. and D. R. Dudley. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management* 5: 55 - 68.
- Karr, J. R. 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* 1: 66 - 84.
- Karr, J. 1998. Rivers as Sentinels: Using the biology of rivers to guide landscape management. *River Ecology and Management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion*. R.J. Naiman and R.E. Bilby (eds). Springer-Verlag, New York: 502 - 528.
- Karr, J. R. 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology* 41: 221 - 234.
- Karr, J. R. and E. W. Chu. 2000. Sustaining living river. *Hydrobiologia* 422: 1 - 14.
- Kentucky Division of Water. 2011. Methods for assessing habitat in wadeable waters. Kentucky Department for Environmental Protection, Division of Water, Frankfort, Kentucky. 27 p.
- Labarta, R. A., D. White, E. Leguía, W. Guzmán y J. Soto. 2007. La agricultura en la amazonia ribereña del río Ucayali. ¿Una zona productiva pero poco rentable?. *Acta amazónica* 37: 177 - 186.

- Lammert, M. and J. D. Allan. 1999. Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environmental Management* 23: 257 - 270.
- Linke, S., R. H. Norris, D. P. Faith, and D. Stockwell. 2005. ANNA: A new prediction method for bioassessment programs. *Freshwater Biology* 50: 147 – 158.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and human well being: Wetlands and Water, Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.
- Miller, A. I., T. D. Coughlin, M. J. Parsley, and L. G. Beckman 1995. Columbia River basin white sturgeon. In: LaRoe, E. T., G. S. Farris, C. E Puckett, P. D Doran, and M. J. Mac, (eds). *Our Living Resources: a report to the nation on the distribution, abundance, and health of US plants, animals, and ecosystems*. Washington (DC): US Department of the Interior, National Biological Service. pp: 154 - 157.
- Miserendino, M. L., R. Casaux, M. Archangelsky, C. Y. Di Prinzio, C. Brand, and A. M. Kutschker. 2011. Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. *Science of the Total Environment* 409: 612 - 624.
- Moreno, P. and M. Callisto. 2006. Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*: 311 - 321.
- Muñoz-Nava H., J. Suarez-Sánchez, A. Vera-Reyes, S. Orozco-Flores, J. Batlle-Sales, A. J. Ortiz-Zamora y J. Mendiola-Argüelles. 2012. Demanda Bioquímica de Oxígeno y población en la subcuenca del río Zahuapan en Tlaxcala, México. *Contaminación ambiental* 28: 27 - 38.

- Nedeau, E. J., R. W. Merrit, and M. G. Kaufman. 2003. The effect of an industrial effluent on an urban stream benthic community: water quality vs. habitat quality. *Environmental Pollution* 123: 1 - 13.
- Nehlsen, W., J. E. Williams, and J. A. Lichatowich. 1991. Pacific salmon at the crossroads: Stocks at risk from California, Oregon, Idaho, and Washington. *Fisheries* 16: 4 – 21.
- Nerbonne, B. A. and Vondracek, B. 2001. Effects of local and use on physical habitat, benthic macroinvertebrates, and fish in the Whitewater river, Minnesota, U.S.A. *Environmental Management*, 28: 87 – 99.
- NOM-001-SEMARNAT-1996. Norma Oficial Mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. *Diario Oficial de la Federación (DOF)*.19 p.
- Norris, R. H. and C. P. Hawkins. 2000. Monitoring river health. *Hydrobiologia* 435: 5 - 17.
- Norris, R. H., I. Prosser, B. Young, P. Liston, N. Bauer, N. Davies, F. Dyer, S. Linke, and M. Thoms. 2001. The assessment of river condition (Arc) an audit of the ecological condition of australian rivers. Canberra. 274 p.
- Norris, R. H., S. Linke, I. Prosser, W. J. Young, P. Liston, N. Bauer, N. Sloane, F. Dyer, and M. Thoms. 2007. Very-broad-scale assessment of human impacts on river condition. *Freshwater Biology* 52: 959 - 976.
- Olvera, H. J. I., A. Bustamante G., E. Ortiz T., S. Vargas L., E. Aceves R. y J.D. Guerrero R. 2012. Sistemas de producción agrícola en la ribera del río

- Tlapaneco, Montaña de Guerrero. 1er Simposio internacional sobre el desarrollo de la Mixteca. Puebla. 136 - 140 p.
- Ongley, E. D. 1997. Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. FAO. Italia. 107 p.
- Orta, A. L. 2002. Contaminación de la aguas por plaguicidas químicos. Fitosanidad 6: 2 - 9.
- Oscoz, E. J. 2009. Guía de campo de macroinvertebrados de la cuenca del Ebro. Confederación Hidrográfica del Ebro. España. 4 - 125 p.
- Palma R. M. C. y E. Morales S. 2011. Derecho al agua. Retos y perspectivas. Acceso a la justicia en la contaminación de ríos de México. El Salto Jalisco y el Atoyac Puebla. Centro Atoyac Zahuapan y Calidad de Vida S. C., Un Salto de Vida A. C., Instituto Nacional de Desarrollo Social (INDESOL). México 55 p.
- Parson, M. and R. H. Norris. 1996. The effect of habitat specific sampling on biological assessment of water quality using predictive model. *Freshwater Biology* 36: 419 - 434.
- Pinedo- Vasquez, M., J. B. Pasqualle, D. Del Castillo Torres, and K. Coffey. 2002. A tradition of change: the dynamic relationship between biodiversity and society in sector Muyuy, Peru. *Environmental Science & Policy* 5: 43 – 53.
- Plafkin, J. L., M. T. Barbour, K. D. Porter, S. K. Gross, and R. M Hughes. 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish. EPA 440/4-89/001. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency Washington, D.C.

- Pringle, C. M., M. C. Freeman, and B. J. Freeman. Regional Effects of Hydrologic Alterations on Riverine Macrobiota in the New World: Tropical–Temperate Comparisons. 2000. *BioScience* 50: 807-823.
- Quinn, J. M., A. B. Cooper, R. J. Davies-Colley, J. C. Rutherford, and R. B. Williamson. 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: 579 - 597.
- Reynoldson, T. B., R. C. Bailey, K. E. Day, and R. H. Norris. 1995. Biological guidelines for freshwater sediment based on Benthic Assessment of Sediment (the BEST) using a multivariate approach for predicting biological state. *Australian Journal of Ecology* 20: 198 - 219.
- Reynoldson, T. B., R. H. Norris, V. H. Resh, K. E. Day, and D. M. Rosenberg. 1997. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 833 - 852.
- Richardson, D. M., P. M. Holmes, K. J. Esler, S. M. Galatowitsch, J. C. Stromberg, S. P. Kirkman, P. Pysek, and R. J. Hobbs. 2007. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions* 13: 126 – 139.
- Richards, K. and R. Horn. 2005. Guidelines for the assessment of the hydromorphological status of rivers as part of the requirements of the Water Framework Directive: I. Principles. Environment and Heritage Service. Northern Ireland

- Rios, A. M. 2005. Agrobiodiversificación de playas y barreales y su función en la ecoía familiar ribereña de la amazonia peruana. Tesis de Maestría. Universidad Federal do Paraná. 137 p.
- Rios, S. L. and R. C. Bailey. 2006. Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. *Hydrobiologia* 553: 153 - 160.
- Rodríguez, R. R. 2010. Gobernanza del saneamiento de en la cuenca Atoyac-Zahuapan del estado de Tlaxcala. Tesis de Maestría en Ciencias del Agua. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Morelos. 146 p.
- Rogers, C. E., D. J. Brander, M. T. Barbour, and H. F. Hemond. 2002. Use of physical, chemical, and biological indices to assess impacts of contaminants and physical habitat alteration in urban streams. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21: 1156 - 1167.
- Roldan, G. 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia uso del método BMWP/Col. Universidad de Antioquia, Colombia. 170 p.
- Roldan, P. G. y J. J. Ramírez R. 2008. Fundamentos de limnología neotropical. 2a ed. Universidad de Antioquia, Universidad Católica de Oriente, Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Colombia. 440 p.
- Rutherford, J. C., S. Blackett, C. Blackett, L. Saito, and R. J. Davies-Colley. 1997. Predicting the effects of shade on water temperature in small streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 31: 707 - 721.
- Sainz, A., J. A. Grande, and M. L. de la Torre. 2004. Characterisation of heavy metal discharge into the Ria of Huelva. *Environment International* 30: 557–566.

- Segnini S. 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos* 16: 45 - 63.
- Serrano C. L. y A. Zepeda. A. 2010. Guía ilustrada para el estudio ecológico y taxonómico de los insectos acuáticos inmaduros del orden Ephemeroptera en El Salvador. In: Springer, M., J. M. Sermeño Chicas y D. Vásquez Acosta (eds.). *Formulación de una guía metodológica estandarizada para determinar la calidad ambiental de las aguas de los ríos de El Salvador, utilizando insectos acuáticos*. Proyecto Universidad de El Salvador (UES) - Organización de los Estados Americanos (OEA). Editorial Universitaria UES, San Salvador, El Salvador. 29 p.
- SIAP. 2007. Directorio nacional de centros de sacrificio de especies pecuarias. El Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. 190 p.
- Sin, S. N., H. Chua, W. Lo, and L.M. Ng. 2001. Assessment of heavy metal cations in sediments of Shing Mun River, Hong Kong. *Environment International* 26: 297 - 301.
- Síntesis. 2014. Coeprist clausuró 2 rastros porque incumplían las normas de salubridad y operaban de forma clandestina. Abril 15. <http://sintesis.mx/articulos/20253/coeprist-clausuro-2-rastros/tlaxcala>.
- Sponseller, R. A., E. F. Benfield, and H. M. Valett. 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* 46: 1409 - 1424.
- Steffens, W. 1981. *Moderne Fischwirtschaft -Grundlagen und Praxis*. Verlag J. Neumann- Neumann, Melsungen.

- Tetra Tech. 2000. A stream condition index for West Virginia wadeable streams. Maryland. Tetra Tech, Inc.
- Toledo, A. 2003. Ríos, costas, mares hacia un análisis integrado de las regiones hidrológicas de México. Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, El Colegio de Michoacán, A.C. México. 116 p.
- Toledo, A. y L. Bozada. 2002. El delta del río Balsas medio ambiente, pesquerías y sociedad. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), Instituto Nacional de Ecología (INE), Colegio de Michoacán A. C. México. 294 p.
- Trimble, S. W. and A. C. Mendel. 1995. The cow as a geomorphic agent- A critical review. *Geomorphology*: 233 - 253.
- UNW-DPAC. 2011. Programa de ONU-Agua para la Promoción y la Comunicación en el marco del Decenio. Agua e industria en la economía verde. Nota informativa.
- VANR. 2004. Vermont Stream Geomorphic Assessment Phase 2 Handbook. Rapid stream assessment. Vermont Agency of Natural Resources. 83 p.
- Vásquez-López, A., J. A Mora-Aguilera, E. Cárdenas-Soriano y D. Téliz-Ortiz. 2009. Etiología e histopatología de la muerte descendente de árboles de mamey (*Pouteria sapota* (jacq.) H. E. Moore y Stearn) en el estado de Guerrero, México. *Agrociencia* 43: 717 - 728.
- Wright, J. F. 2000. An introduction to RIVPACS. 24 p.

CAPÍTULO XIII. ANEXO

Anexo 1. Parámetros de hábitat.

Parámetro de hábitat	Condición																				
	Óptima				Subóptima				Marginal				Pobre								
Sustrato para la epifauna/cobertura disponible	<p>Más del 70 % del sustrato favorable para la colonización de la epifauna y cobertura de peces, mezcla de restos de vegetación, troncos sumergidos, orillas del río erosionadas, guijarros u otros hábitats estables y que permiten una colonización potencial total (restos de vegetación y troncos que no son recientes o temporales).</p> <p>Del 40 a 70 % de combinación de la estable; muy adecuado para colonización potencial total; hábitat adecuado para mantener las poblaciones; presencia de sustrato adicional recién caído y que no es adecuado aún para la colonización (puede asignarse el valor mayor de la escala).</p> <p>Del 20 a 40 % de combinación de hábitat estable, disponibilidad de hábitat menor del deseable, sustrato frecuentemente perturbado o removido.</p> <p>Menos del 20 % de hábitat estable, evidente la falta de hábitat y sustrato inestable o ausente.</p>																				
Puntuación	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Anexo 1. Continuación...

Parámetro de hábitat	Condición																				
	Óptima					Subóptima					Marginal					Pobre					
Cubrimiento de cantos por sedimentos (Embeddedness)	Presencia de 0 a 25 % de partículas de cantos rodados, guijarros y gravas rodeadas de sedimentos finos. La estratificación de cantos rodados provee diversidad de espacios de nichos.																				
Puntuación	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
Regímenes de velocidad y profundidad	Están presentes los cuatro regímenes de velocidad/profundidad (lento-profundo; lento-superficial; rápido-profundo; rápido-superficial) (lento es menos de 0.3 m/s; profundo es mayor de 0.5 m/s).																				
Puntuación	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Anexo 1. Continuación...

Parámetro de hábitat	Condición																				
	Óptima					Subóptima					Marginal					Pobre					
Depósito de sedimento	Pocas islas con mínima extensión, pocos depósitos aluviales en las curvas del río, menos del 5 % del fondo afectado por acumulación de sedimentos.					Ligero aumento en la formación de depósitos aluviales, frecuentemente de grava, arena o sedimento fino, de 5 al 30 % del fondo es afectado por la acumulación de sedimentos, ligera acumulación de sedimentos en pozas.					Acumulación moderada de grava nueva, arena o sedimento fino en depósitos aluviales nuevos y viejos, del 30 al 50 % del fondo es afectado por acumulación de sedimentos, depósitos de sedimentos en obstrucciones, en áreas estrechas y curvas, acumulación de sedimentos moderada en las pozas predominantes.					Depósitos abundantes de material fino, creciente desarrollo de depósitos aluviales, más del 50 % del fondo está cambiando frecuentemente, la presencia de pozas es casi nula por la acumulación considerable de sedimentos.					
Puntuación	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Anexo 1. Continuación...

Parámetro de hábitat	Condición																				
	Óptima					Subóptima					Marginal					Pobre					
Estado del cauce	El agua del río alcanza la parte baja de los bancos y es mínima la exposición del sustrato.					El agua llena más del 75 % del cauce y menos del 25 % del sustrato del cauce está expuesto.					El agua llena del 25 al 75 % del cauce, el sustrato de los rápidos en su mayoría está expuesto.					Poca cantidad de agua en el cauce y la mayor parte del agua se encuentra en las pozas.					
Puntuación	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
Alteración del cauce	Canalización o dragado es ausente o mínimo, la corriente presenta un forma natural.					Presenta poca canalización como estribos de puentes, hay evidencias de canalización con una antigüedad de más de 20 años.					Canalización extensa, construcción de diques en ambos bancos del río, del 40 al 80 % de la corriente esta canalizada.					En los bancos del río se construyen gaviones o estructuras de cemento que canalizan más del 80 % de la corriente.					
Puntuación	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	

Anexo 1. Continuación...

Parámetro de hábitat	Condición																				
	Óptima					Subóptima					Marginal				Pobre						
Frecuencia de rápidos	Rápidos frecuentes, la relación entre la distancia de los rápidos y el ancho de la corriente genera un valor de 5 a 7. En sitios donde los rápidos son continuos hay rocas de gran tamaño.					Rápidos poco frecuentes, la relación entre la distancia de los rápidos y el ancho de la corriente genera un valor de 7 a 15.					Rápidos ocasionales, la relación entre la distancia de los rápidos y el ancho de la corriente genera un valor de 15 a 25.				Rápidos superficiales con aguas tranquilas, la relación entre la distancia de los rápidos y el ancho de la corriente genera un valor de más de 25						
Puntuación	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Anexo 1. Continuación...

Parámetro de hábitat	Condición											
	Óptima			Subóptima			Marginal			Pobre		
Ancho de la vegetación ribereña	El ancho de la vegetación ribereña es mayor a 18 m, no hay actividades humanas que impactan a la zona.			Ancho de la vegetación ribereña es de 12 a 18 m, las actividades humanas impactan de forma mínima.			El ancho de la vegetación ribereña es de 6 a 12 m, las actividades humanas han impactado en gran medida.			Ancho de la vegetación ribereña es menor a 6 m o sin vegetación, debido a las actividades humanas.		
Puntuación	Banco izquierdo	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
	Banco derecho	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
Estabilidad de los bancos	Bancos estables con erosión mínima (<5 %).			Moderadamente estables con pequeñas aéreas con erosión. Los bancos presentan del 5 al 30 % de erosión.			Moderadamente inestables, el banco de la corriente presenta de 30 a 60 % de erosión principalmente en épocas de lluvias.			Bancos inestables; varias zonas erosionadas que representan el 60 a 100 % del banco.		
Puntuación	Banco izquierdo	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
	Banco derecho	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Anexo 1. Continuación...

Parámetro de hábitat	Condición											
	Óptima	Subóptima					Marginal			Pobre		
Protección vegetal de los bancos	Más del 90 % de la orilla del río se compone por vegetación nativa (árboles, sotobosque, plantas acuáticas), su crecimiento es natural y el pastoreo es mínimo o ausente.	Del 70 al 90 % de la orilla del río tiene vegetación nativa, una clase de plantas o tipo de vegetación empieza a disminuir, perturbación evidente que no afecta el crecimiento de las plantas; la altura de la hojarasca supera el 50 % de la altura total.					Del 50 al 70 % de la orilla del río tiene vegetación, hay perturbación evidente, áreas con suelo desnudo relacionadas a cultivos, la altura de la hojarasca es menor al 50 % de la altura total.			Menos del 50 % de la orilla del río tiene vegetación, la perturbación es muy alta, la vegetación ha sido removida a 5 cm o menos de la altura promedio de la hojarasca remanente.		
Puntuación	Banco izquierdo	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
	Banco derecho	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0