



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

**INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS
AGRÍCOLAS**

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO DE HIDROCIENCIAS

VEGETACIÓN RIBEREÑA: INDICADOR DE LA SALUD DEL RÍO DE LA RESERVA DE LA BIOSFERA DE LA BARRANCA DE METZTITLÁN

MAYRA MENDOZA CARIÑO

T E S I S

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL

PARA OBTENER EL GRADO DE :

DOCTORA EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, EDO. DE MEXICO

2014

La presente tesis titulada: **Vegetación ribereña: indicador de la salud del río de la Reserva de la Biósfera de la Barranca De Metztitlán**

realizada por el alumno: **Mayra Mendoza Cariño**

bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

DOCTORA EN CIENCIAS
HIDROCIENCIAS

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO



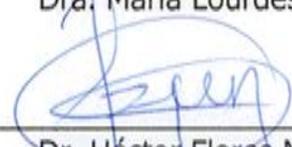
Dr. Abel Quevedo Nolasco

ASESOR



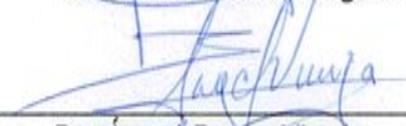
Dra. María Lourdes de la I. de Bauer

ASESOR



Dr. Héctor Flores Magdaleno

ASESOR



Dr. Ángel Bravo Vinaja

ASESOR



Dra. Bertha Patricia Zamora Morales

Montecillo, Texcoco, Estado de México, Diciembre de 2014

RESUMEN GENERAL

La presente tesis se divide en tres secciones: i) contaminantes en los efluentes de las actividades productivas y sus efectos en la biota acuática, que incluye 32 actividades humanas que descargan sus aguas residuales a los ríos, y el impacto que tienen los agentes contaminantes en la calidad del agua, la flora y fauna acuáticas; ii) estado ecológico de ríos y vegetación ribereña, dentro del contexto de la nueva ley general de aguas de México, que presenta una propuesta para considerar el estado ecológico de los ríos y los lineamientos que se deben establecer en la nueva ley, al incluir a la vegetación ribereña en el cuidado de la integridad ecológica de los ríos; iii) estado ecológico del río Metztitlán, Estado de Hidalgo, que presenta la evaluación de la salud del río con base en el Riparian Quality Index (RQI) y el indicador biológico, vegetación ribereña.

Palabras clave: estado ecológico, nueva ley general de aguas, integridad ecológica, ríos, índice de calidad riparia, bioacumulación, biomagnificación, metales pesados, corredor biológico.

GENERAL ABSTRACT

This thesis is divided in three sections: i) pollutants in wastewater of productive activities and their effects in the aquatic biota, that include 32 human activities that discharge wastewater into rivers, an the impact of pollutants on water quality, aquatic flora and fauna; ii) ecological status of rivers and riparian vegetation, within the new general mexican water's law context, presenting a proposal to consider the ecological status of rivers and guidelines that must be set in the new law, to include riparian vegetation in the care of the ecological integrity of rivers; iii) ecological status of Metztlán river, State of Hidalgo, which presents the evaluation of river health based on the Riparian Quality Index (RQI) and the biological indicator, riparian vegetation.

Keywords: ecollogical status, new general mexican water's law, ecollogical integrity, riparian quality index, bioaccumulation, biomagnification, heavy metals, biological corridor.

AGRADECIMIENTOS

Al Colegio de Postgraduados, por la oportunidad de la educación.

Al postgrado de Hidrociencias, por otorgarme las facilidades para mis estudios y a mis profesores, por sus enseñanzas en clase.

A CONACYT, por su soporte y confianza a lo largo del postgrado.

Al Dr. Abel Quevedo Nolasco, por su invaluable apoyo en mis estudios, por sus consejos y sobre todo, por su fraternal amistad, siempre cálida e incondicional.

A la Dra. Bauer, por sus palabras de aliento, por compartir su sabiduría y experiencia.

Al Dr. Héctor Flores Magdaleno, por su apoyo y valioso consejo.

Al Dr. Ángel Bravo Vinaja, por su gran esfuerzo y disponibilidad para asistir a las reuniones del consejo particular, por sus revisiones y sugerencias.

A la Dra. Bertha Patricia Zamora Morales, por su apoyo y confianza.

A los Directores del Área de la Reserva de la Biosfera de la Barranca de Metztitlán, Biol. Elimelec Anzures Vázquez y Ing. Edgar Hugo Olvera Delgadillo, por las facilidades otorgadas durante la realización de este proyecto.

A la Ing. Ma. Eugenia Mendiola González, de la Reserva, por su valioso y constante apoyo.

Al Sr. Narciso Guadalupe Torres Estrada y al M. C. Enrique Rodríguez Cruz, por su cálida y maravillosa amistad, por sus muestras de afecto y por el apoyo en el trabajo de campo.

A Ma. Patricia Ibarra Alonso e Irene Osorio Alvarado, por su apoyo en los trámites administrativos en mi travesía como estudiante de Hidrociencias.

DEDICATORIA

A Dios, por permitirme la vida y la superación.

A mis padres, Marina Cariño y Francisco Mendoza, por darme su amor, por apoyarme siempre y por ser mis guías en el camino de la vida.

A mi hermosa hija Miranda, por ser mi fortaleza, por comprender mis metas y alentarme a lograrlas.

A mi hermano Paquito, por abrazarme cuando lo necesito y por darme su cariño.

A mi hermano Daniel, por ser mi soporte, por sus consejos, porque siempre está ahí...listo y dispuesto a ayudarme...

A mis dos hermanos, por ser mis cómplices...

A todos ustedes, mi bella familia, todo lo que soy, es gracias a ustedes.

A un amigo especial: Andrés †.

CONTENIDO

INTRODUCCIÓN GENERAL	1
1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	3
2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS	4
2.1. Objetivo general	4
2.1.2. Objetivos particulares.....	4
2.2.1. Hipótesis general	5
2.2.2. Hipótesis particulares	5
3. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	6
3.1. Estado ecológico de los ríos.....	6
3.2. Evolución del estado ecológico.....	7
3.3. Condición de referencia	10
3.4. Clasificación del estado ecológico	13
3.5. Métodos para evaluar el estado ecológico.....	13
3.5.1. Índices fisicoquímicos	14
3.5.2. Índices hidromorfológicos.....	15
3.5.2.1 Régimen hidrológico	17
3.5.2.2. Continuidad del río	18
3.5.2.3. Condiciones morfológicas	19
3.5.3. Índices biológicos.....	20
3.5.3.1. Flora acuática.....	22

3.5.3.2. Fauna invertebrada bentónica (zoobentos).....	23
3.5.3.3. Fauna ictiológica	26
3.5.4. Índices integrados.....	27
3.5.5. Modelos predictivos.....	27
4. CONCLUSIÓN DE LA REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	28
5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	30
CAPÍTULO I. CONTAMINANTES EN LOS EFLUENTES DE LAS ACTIVIDADES PRODUCTIVAS Y SUS EFECTOS EN LA BIOTA ACUÁTICA.....	41
RESUMEN.....	41
ABSTRACT	42
I. 1. INTRODUCCIÓN.....	43
I.2. MÉTODO	46
I.3. RESULTADOS.....	46
I.3.1 Contaminantes de las aguas residuales de industrias y actividades productivas	46
I.3.2. Efectos de los contaminantes en la integridad ecológica de los ríos.....	58
I.4. DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS.....	66
I.5. CONCLUSIONES.....	71
I.6 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	72
CAPÍTULO II. ESTADO ECOLÓGICO DE RÍOS Y VEGETACIÓN RIBEREÑA, DENTRO DEL CONTEXTO DE LA NUEVA LEY GENERAL DE AGUAS DE MÉXICO.....	82

RESUMEN.....	82
ABSTRACT	83
II.1. INTRODUCCIÓN	84
II.2. DESARROLLO DEL TEMA.....	87
II.3 PROPUESTA	93
II.4. DISCUSIÓN	96
II.5. CONCLUSIONES.....	97
II.6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	98
CAPÍTULO III. ESTADO ECOLÓGICO DEL RÍO METZTITLÁN, ESTADO DE HIDALGO	
RESUMEN.....	104
ABSTRACT	105
III.1. INTRODUCCIÓN.....	106
III.2 MATERIALES Y MÉTODO.....	108
III.2.1. Descripción de la zona de estudio.....	108
III.2.2. Método.....	110
III.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	112
III.3.1 Amplitud de la zona ribereña	113
III.3.2. Continuidad longitudinal, cobertura y modelo de distribución del corredor ripario	116
III.3.3 Composición y estructura de la vegetación ribereña.....	118
III.3.4. Diversidad de edades y regeneración natural de especies leñosas	126

III.3.5. Condición del banco	128
III.3.6. Conectividad lateral e inundaciones	130
III.3.7. Conectividad lateral y sustratos	132
III.3.8. Interpretación de los valores del índice RQI y estrategias de gestión	143
III.3.9. Propuestas de restauración y rehabilitación	144
III.4. CONCLUSIONES	149
III.5. RECOMENDACIONES	150
III.6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	150
CONCLUSIONES GENERALES	156
ANEXO A.....	157
ANEXO B	162

INTRODUCCIÓN GENERAL

Los ríos son sistemas naturales de importancia para el planeta, que debido al transporte y circulación cíclica del agua, permiten la existencia de los seres vivos, el crecimiento económico y el desarrollo social de una región o un país.

El valor ecológico de los ríos radica en su influencia sobre otros ecosistemas, en los que se presentan ciclos biológicos como el anidamiento y desove de organismos, reproducción y crecimiento de peces y anfibios, cuyos intercambios de materia y energía permiten estructurar cadenas tróficas y ciclos de nutrientes de una infinidad de organismos (Postel y Richter 2003).

También, mantienen el equilibrio en el balance salino de las zonas costeras; precisan la composición florística y faunística (Nylsson y Malm Renöfält 2008) y definen ecosistemas megadiversos como humedales y estuarios.

El valor ambiental de los ríos se estima por los beneficios que conceden al hombre, como el abasto de agua potable, agrícola e industrial; purificación de aguas residuales; mitigación de inundaciones; mantenimiento de fertilidad de suelos; distribución de nutrimentos a lo largo de la cuenca; provisión de espacios recreativos; generación de energía y medios de transporte (Nylsson y Malm Renöfält 2008); entre otros.

Pese a su relevante significado en el desarrollo de la vida, las actividades humanas afectan negativamente la integridad ecológica de los ríos. Entre los impactos directos se encuentran: i) la disminución, desviación, represamiento o agotamiento del caudal por el inadecuado establecimiento, diseño y funcionamiento de obras hidráulicas como presas, bordos, canales, acueductos y

otros embalses artificiales (Nilsson *et al.* 2005); ii) uso potable, agropecuario y manufacturero.

Los impactos indirectos se caracterizan por el inadecuado manejo territorial de las cuencas: deforestación; fragmentación de ecosistemas por cambios no planificados del uso de la tierra; crecimiento urbano y desarrollo de infraestructura carretera, que afectan gravemente la cantidad y calidad de agua disponible (Rosenberg *et al.* 2000).

Estos impactos promueven la pérdida del estado ecológico de los ríos (salud global del sistema). Es decir, las extracciones desmedidas del agua, modifican el volumen, la calidad y la estacionalidad de los sistemas fluviales (Jones *et al.* 2000), mientras que las variaciones en la frecuencia o en la duración de los niveles del flujo, desplazan a los organismos que son sensibles a la velocidad: fitoplancton, macrófitas, macroinvertebrados, peces jóvenes y huevecillos depositados (Moog 1993).

Pero también se manifiestan otros impactos sobre la biota acuática, por ejemplo, el enriquecimiento de materia orgánica e inorgánica, que altera la diversidad y abundancia de las especies (Dolbeth *et al.* 2003).

En este sentido, se ha observado que los peces (en comparación con otros grupos taxonómicos como mamíferos, aves y reptiles), presentan la tasa más alta de desaparición en México y el mundo. De 500 especies de peces de agua dulce identificadas en México (60 % de los peces de Norteamérica y 6 % del total mundial), 127 especies ya se extinguieron (75 eran endémicas). En la actualidad,

139 especies están amenazadas o en peligro de extinción (53 % son endémicas; CONABIO 2009 en WWF 2009).

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

En los ríos de México escurren aproximadamente 399 Km³ de agua anualmente, cifra que incluye las importaciones de otros países y excluye las exportaciones (Martínez *et al.* 2009). De este escurrimiento, 87 % se presenta en 39 ríos principales, cuyas cuencas ocupan 58 % del territorio, pero 65 % pertenece solo a siete ríos, los que en conjunto ocupan 26 % de la superficie y que además, presentan severo grado de deterioro: Balsas, Santiago y Pánuco, muy alto; Grijalva-Usumacinta y Papaloapan, alto; y Coatzacoalcos y Tonalá, bajo (Garrido *et al.* 2010).

Eugenio Barrios, Director del Programa de Agua conjunto de Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF)-México y la Fundación Gonzalo Río Arronte (FGRA; WWF, 2009), menciona que 73 % de los cuerpos de agua de México tienen problemas con distintos grados de contaminación, lo que se asocia al bajo nivel de tratamiento de las aguas residuales (38 %).

Por su parte, la CONAGUA también señala que el tratamiento de aguas municipales e industriales es muy bajo. Tan solo en el año 2009, era menor a 40 y 20 % respectivamente (SEMARNAT 2010), mientras que los porcentajes restantes se vierten directamente en los ríos.

Y es que en la actualidad, todavía persiste la idea equivocada de que los ríos, solo son proveedores de agua. Aún no hay un entendimiento suficiente sobre su importancia dentro de los ecosistemas acuáticos, donde prácticamente su

dinámica hidromorfológica es la base, de las condiciones que crean diferentes hábitats en los que viven innumerables especies de flora y fauna.

Debido a este desconocimiento, la legislación mexicana aborda el tema en el contexto del recurso hídrico, pero no contempla a los ríos como fuente y soporte de vida. Es decir, como parte fundamental en el funcionamiento de un ecosistema acuático, el que se debe cuidar y conservar para no comprometer su desarrollo.

En consecuencia, las actividades humanas ejercen presión sobre los ríos, sin grandes restricciones. Esto ha provocado que muchos ríos presenten en la actualidad mala calidad ambiental y estén en riesgo de perder su integridad ecológica.

2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

2.1. Objetivo general

Determinar el estado ecológico de los ríos, mediante el análisis de los efectos de las descargas de aguas residuales sobre la biodiversidad acuática, y mediante el establecimiento de las condiciones de la vegetación ribereña, así como proponer que se considere este indicador biológico en el decreto de la nueva ley de aguas de México, como elemento clave para conservar el buen estado ecológico de los ríos.

2.1.2. Objetivos particulares

2.1.2.1. Identificar los contaminantes que generan las actividades productivas de índole diversa en sus efluentes y establecer sus efectos en la biota acuática, por medio de la revisión bibliográfica.

- 2.1.2.2. Proponer los lineamientos ambientales que se deben considerar en el establecimiento de la nueva ley de aguas de México, para la inclusión del estado de la vegetación ribereña como elemento clave en el buen estado ecológico de los ríos.
- 2.1.2.3 Evaluar el estado de salud en diversos sitios del río de la Reserva de la Biósfera de la Barranca de Metztitlán, Estado de Hidalgo, mediante el indicador biológico “vegetación ribereña” y su índice RQIM.

2.2.1. Hipótesis general

El estado ecológico de los ríos se afecta por fuentes de contaminación puntuales y difusas de las actividades antropogénicas, su deterioro se observa en diversos efectos negativos sobre la biota acuática y terrestre, entre ellas la vegetación ribereña.

2.2.2. Hipótesis particulares

- 2.2.2.1. Los efluentes de las actividades agropecuarias contienen más contaminantes orgánicos, a diferencia de otras actividades, los que al encontrarse en altas concentraciones, causan la toxicidad de los organismos acuáticos.
- 2.2.2.2. La nueva delimitación de la vegetación ribereña se debe apegar a las condiciones naturales de inundación del cauce con frecuencia de una vez cada ocho años, de acuerdo con la variabilidad del flujo.
- 2.2.2.3. El estado de salud de los sitios de evaluación del río Metztitlán es Pobre en sequía y Regular-Bueno en época de lluvia, con base en el índice RQI.

3. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

3.1. Estado ecológico de los ríos

El Estado Ecológico (EE) es una medida de la salud global del sistema, es una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales y evaluadas en función de una serie de indicadores biológicos, fisicoquímicos e hidromorfológicos, en relación con las condiciones naturales en ausencia de presiones antropogénicas (Corrochano 2007).

El EE difiere del significado de calidad del agua, el cual expresa la mayor o menor potencialidad o aptitud del agua para dedicarla a un uso determinado (bebida, baño, riego, etc.; Ruza 2008), mientras que la calidad general, se determina por la suma de la aptitud para los distintos usos, de manera que una masa de agua tiene más o mejor calidad cuantos más usos permite (Corrochano 2007).

Los organismos que habitan en un ecosistema acuático requieren de ciertas condiciones para desarrollar sus funciones vitales, para crecer y reproducirse. Dichas características varían en el espacio geográfico y con los factores bióticos y abióticos, lo que explica la diversidad de formas de vida.

Es así, como la salud los seres vivos se torna en un indicador integral de la calidad del agua, ya que si las condiciones del ecosistema cambian (por causas de origen antropogénico), los organismos sufren modificaciones en cuanto a su estructura, abundancia, apariencia externa, o bien, desaparecen como en el caso de los peces.

En la medida en que la fauna y la flora sean “parecidas” a las correspondientes a este tipo de ecosistemas en condiciones naturales y se encuentren con

buena estructura, se puede definir a ese sistema en buen estado ecológico. Si por el contrario hay alguna alteración, la composición y estructura de los organismos se verá afectada y el estado ecológico será peor (Corrochano 2007). En otras palabras, un canal modificado para la navegación o el riego se considerará de baja calidad; y un río con sinuosidad, diversidad de sustratos, con refugios naturales para la biodiversidad y vegetación en la orilla, será de alta calidad.

3.2. Evolución del estado ecológico

En la actualidad, existe un reconocimiento internacional creciente sobre la importancia de monitorear y evaluar cuerpos de agua por medio de indicadores ecológicos, los cuales pueden ser una herramienta eficaz para la gestión de recursos acuáticos (Aguilar 2005), donde los países desarrollados tienen mayor conciencia sobre la calidad ecológica de los sistemas fluviales.

Dichos países, tienen marcos legales para proteger sus recursos acuáticos y constantemente elaboran metodologías que perfeccionan y adaptan a los ecosistemas bajo estudio. Es el caso de la Unión Europea, que a través de la Directiva Marco Europea del Agua pretende alcanzar un buen estado ecológico de sus ríos para el año 2015, cuyas evaluaciones consideran indicadores biológicos, fisicoquímicos e hidromorfológicos (European Commission 2000).

La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos formuló metodologías como el Index of Biological Integrity (IBI) y Gammon's Index of Well Being para peces y el Invertebrate Community Index (ICI), que evalúan especies acuáticas (fitobentos, macroinvertebrados bentónicos y peces) y el hábitat.

Desde hace algunos años, sobresale el uso de las comunidades biológicas

como indicadores en Norteamérica (Barbour 1997), Australia (Metzeling *et al.* 2002), Inglaterra (Wright *et al.* 1984) y África (Chutter 1972). En América Latina apenas se comienzan a elaborar normas para preservar los recursos acuáticos, por lo que estos estudios son incipientes en Colombia, Ecuador, Bolivia, Argentina y Chile (Figuroa *et al.* 2003).

Argentina es un país pionero, ha desarrollado algunas metodologías, como índices bióticos para una cuenca alto andina (Domínguez y Fernández 1998); para sistemas lóticos de la llanura pampeana (IBPAMP, Rodríguez *et al.* 2001); índice de calidad ambiental (ICAmb), que evalúa la calidad del bosque de ribera, subíndices químicos y biológicos (Corigliano 2008) y el Índice Biótico Carcarañá (IBC; Gualdoni *et al.* 2011).

En el país mencionado, también se han llevado a cabo diversos estudios en los que se ajustaron índices de otros países, como el que se realizó en la provincia de Tucumán donde se utilizó el índice QBR (Índice de calidad de bosque de ribera) para evaluar ecosistemas ribereños (Sirombra *et al.* 2006), el caso de 21 ríos patagónicos (Kutschker *et al.* 2009), y en dos arroyos del sur de Córdoba.

En Chile, los ecosistemas acuáticos son preocupación reciente (Figuroa *et al.* 2006), ya cuenta con una Norma para la Protección de la Calidad de las Aguas Superficiales, pero son pocos los estudios realizados: en el río Damas del sur de Chile, mediante el índice Biótico de Familias de Hinselhoff (1988; Figuroa *et al.* 2003); en ríos meridionales de la cuenca Estero Peu Peu (Leiva 2004); y en el río Chillan, en la parte central de Chile índices bióticos [IBE (índice Biótico Extendido), BMWP (British Biological Monitoring Working Party score system), IBF (Índice Biótico de Familias) y SIGNAL (Stream Invertebrates Grade Number-Average

Level)].

En Colombia, la experiencia con bioindicadores (insectos, anélidos y moluscos) es con metodologías europeas y norteamericanas en las cuencas de Antioquia (Arango *et al.* 2008), Boyacá, Tolima, Valle del Cauca (Zúñiga *et al.* 1994).

En Ecuador y Perú, el protocolo de evaluación del estado ecológico se realizó con base a los protocolos ECOSTRIMED (Prat *et al.* 2000) y GUADALMED (Jaímez 2002) los que a su vez, se adaptaron a la región. Éste incluye índices biológicos de macroinvertebrados; IHF, de calidad de hábitat fluvial (Pardo *et al.* 2002) y; QBR-And, de estado de la vegetación de ribera (modificado a partir del índice QBR, Munné *et al.* 1998a; Munné *et al.* 2003).

En México existen múltiples trabajos aislados y sin continuidad sobre calidad del agua, que tuvieron por objetivos la salud y el abastecimiento público, en los que se usaron parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos. Sin embargo, son pocas las investigaciones sobre el estado ecológico de los ríos en México. Se pueden mencionar los trabajos de:

- a) Weigel *et al.* (2002), quienes desarrollaron un índice de integridad biológica (IBI) con base en macroinvertebrados, para proteger y restaurar las corrientes de la Reserva de la Biósfera de la Sierra de Manatlán.
- b) Hurtado *et al.* (2005) en el río San Juan, Querétaro. Usaron invertebrados bentónicos como indicadores de la integridad ecológica y calidad del agua.
- c) López-Hernández *et al.* (2007), aplicaron un sistema multimétrico para evaluar la contaminación del cauce principal en la cuenca Lerma-Chapala

(incluyeron el índice de calidad del agua de CONAGUA y índice biótico extendido IBE; modificado por Ghetti 1986).

- d) Los estudios sobre los ríos Tunal, La Saucedá, Santiago Bayacora, Poanas y Mezquital de la cuenca del río San Pedro-Mezquital en los estados de Durango, Nayarit y Zacatecas, en los que se observó la cantidad y calidad de agua, vegetación de ribera, insectos acuáticos, peces, geomorfología e infraestructuras.
- e) Suárez *et al.* (2010) aplicaron el índice de alteración de ramblas (IAR), para determinar el estado de conservación de 24 arroyos de Baja California Sur.
- f) Salinas-Rodríguez y Ramírez-Marcial (2010) precisaron el estado ecológico del río de la Reserva de la Biosfera El Triunfo, Chiapas, a través de un análisis multicriterio y de varios índices.
- g) Ramírez-Lynn (2010) valoró el ecosistema ribereño de los ríos de la subcuenca Valle de Bravo-Amanalco, Estado de México con base en la geomorfología fluvial, suelo, agua, composición de macroalgas y vegetación de galería debido a la influencia humana.

3.3. Condición de referencia

La condición de referencia se define como el estado de muy baja presión ambiental o degradación (Stoddard *et al.* 2006). Por lo general, se pueden ubicar en las cabeceras de los ríos ya que son los sitios mejor conservados (Lozano-Quilis *et al.* 2006). Éstos se establecen según con base en las mínimas perturbaciones, y se pueden definir por atributos físicos, químicos y biológicos.

Pero los sitios de referencia también se pueden localizar en otros tramos del río aguas abajo. Esos puntos se deben examinar periódicamente, para evaluar posibles alteraciones a causa de actividades humanas (Bonada *et al.* 2002).

Existen numerosos métodos para seleccionar las condiciones de referencia de un río, por ejemplo: modelación predictiva, datos históricos, paleo-reconstrucción y juicio de expertos; la primera se usa ampliamente en ríos (Sánchez-Montoya *et al.* 2008).

En los cuadros I-III, se exponen criterios fisicoquímicos, hidromorfológicos y biológicos para seleccionar sitios de referencia en estudios previos.

Cuadro I. Criterios fisicoquímicos para seleccionar sitios de referencia

Criterios	Definición
Fisicoquímicos	Sin puntos de contaminación, o mínimos
Fuentes puntuales de contaminación	Sin fuentes de eutrofización o baja eutrofización Mínimas fuentes de descarga de aguas municipales, tratadas, industriales o de la agro-industria. Ausencia de fuentes de contaminación orgánica o nutrientes: concentración de N-nitrato < 0.015 mg/l ⁻¹ ; de amonio < 0.5 mg/l ⁻¹ ; de P-fosfato < 0.05 mg/l ⁻¹ Sin signos de contaminación por sustancias tóxicas Color y olor natural
Fuentes difusas de contaminación y uso de suelo	Mínimos impactos por actividades humanas, urbanización, agricultura, pastoreo, silvicultura, minería o industria. Uso de suelo urbano, agrícola e industrial < 10 % Sin signos de acidificación, salinidad y condición termal natural Mínima sedimentación y turbidez

Fuente: Sánchez-Montoya *et al.* 2009.

Cuadro II. Criterios hidromorfológicos para seleccionar sitios de referencia

Criterios	Definición
Hidromorfológicos	Línea de contacto heterogénea, sin modificaciones o mínimas
Morfología del río	Sinuosidad del canal, estructuras típicas de un canal natural y de acuerdo a la región (rápidos, reservorios, meandros)
Composición del hábitat	Sin canales, barreras de migración, contención del flujo o de sedimentos Influencia moderada de las medidas de protección para evitar inundaciones Mínima modificación del canal y mínima degradación del banco Conectividad lateral compatible con las funciones ecológicas
Condiciones hidrológicas y de regulación	Diversidad de materiales representativa de la región Presencia de restos leñosos y macrófitas Mínimas modificaciones del flujo (por presas, canales de irrigación) Sin alteraciones en la hidrografía y el régimen de descargas Sin reservorios para contener sedimentos Mínima extracción de agua o mínimo uso recreativo

Fuente: Sánchez-Montoya *et al.* 2009.

Cuadro III. Criterios biológicos para seleccionar sitios de referencia

Criterios	Definición
Biológicos	Conectividad lateral entre la vegetación riparia y la llanura de inundación Llanura de inundación no cultivada
Vegetación riparia y llanura de inundación	Vegetación ribereña extensa, estructura compleja, ejemplares viejos Vegetación adyacente natural y de acuerdo al tipo de plantas de la región Cobertura de vegetación natural, sin impactos en la zona ribereña
Especies introducidas	Sin especies exóticas o bien, introducciones de peces, crustáceos, moluscos u otro tipo de animales y plantas, compatibles con la biota natural Sin plantas o animales invasivos
Pesca y acuicultura	Operaciones de pesca que permitan el mantenimiento de la estructura, productividad, función y diversidad del ecosistema (incluyendo hábitats asociados y especies que dependen ecológicamente) Sin impacto por cultivo de peces
Biomanipulación de la vida silvestre	Sin biomanipulación, vida silvestre y existencia evidente de bentos Presencia de animales (aves, mamíferos, reptiles anfibios) representativos de la zona geográfica
Cobertura vegetal	Sin claros

Fuente: Sánchez-Montoya *et al.* 2009.

3.4. Clasificación del estado ecológico

Existen diferentes clasificaciones de estado ecológico, las cuales responden a exigencias, necesidades y normatividad del país del que se trate. A continuación se presenta la que corresponde a la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea (Ruza 2005), en la que se contemplan cinco clases bajo los siguientes criterios:

- **Muy buen estado.** No existen alteraciones antropogénicas que afecten las valoraciones de los indicadores fisicoquímicos e hidromorfológicos, o las alteraciones son de baja importancia. Pero los indicadores biológicos reflejan valores que responden a condiciones inalteradas, o muestran indicios de deterioro.
- **Buen estado.** Los indicadores biológicos muestran valores bajos, los que se asocian a degradaciones por actividades humanas.
- **Aceptable.** Los indicadores biológicos presentan valores que se desvían moderadamente de los valores normales, los que a su vez se asocian a condiciones inalteradas. Los valores bajos, indican perturbaciones significativas a causa de actividades humanas.
- **Deficiente.** Presenta importantes alteraciones en los indicadores biológicos.
- **Malo.** Presenta graves alteraciones en los indicadores biológicos.

3.5. Métodos para evaluar el estado ecológico

Las primeras formas para evaluar el estado ecológico de los ríos, se fundaron en la calidad del agua a través de su análisis fisicoquímico, se establecieron umbrales de concentración para algunas sustancias tóxicas o indicadoras de calidad. Sin embargo, estos exámenes solo proporcionan valores instantáneos de la

calidad del agua, mientras que los efectos de un vertido sobre la comunidad biótica pueden persistir tiempo después de que los valores de los parámetros fisicoquímicos regresen a la normalidad.

Por esto es que en la actualidad se estudian las comunidades biológicas, ya que su estructura funcional integra el efecto de muchos factores ambientales y requiere además, cierto tiempo para recuperarse tras sufrir un deterioro. La alteración de la estructura de una comunidad con respecto a las condiciones naturales puede ser indicativa de un disturbio del pasado, que aún repercute en la comunidad.

Un análisis físico-químico puntual equivaldría a una fotografía del río en un momento determinado, mientras que el análisis de una comunidad biológica sería una “película” de lo que le ha sucedido durante un tiempo determinado hasta la fecha (Alonso y Camargo 2005).

También se utilizan indicadores que relacionan la morfología del canal, su régimen hidrológico natural, con la vegetación ribereña. Es decir, existen numerosos índices de calidad ambiental (ICA) que permiten generar, un panorama global del estado ecológico de un sistema acuático. Se representan por números, rangos, descripciones verbales, símbolos o colores (Reolón 2010) y abarcan tres tipos de índices (WFD 2003):

3.5.1. Índices fisicoquímicos

Estos índices incorporan parámetros fisicoquímicos, los de mayor uso son el oxígeno disuelto, pH, DBO, nitratos, coliformes fecales, temperatura, turbiedad y sólidos disueltos totales (Torres *et al.* 2009). Otros parámetros como los metales

pesados, se relacionan con el riesgo químico y se incluyen en los ICA que se desarrollaron en los últimos años [DWQI (Drinking Water Quality Index), UWQI (Universal Water Quality Index) e IAP, (Índice de Abastecimiento Público)], para valorar el uso del recurso para consumo humano (Cuadro IV).

En el año 2001, la Comisión Nacional del Agua de México propuso un índice cualitativo, que incluye 18 parámetros fisicoquímicos y microbiológicos: color, turbidez, sólidos suspendidos, sólidos disueltos, dureza total, oxígeno disuelto, DBO, alcalinidad, pH, conductividad eléctrica, cloruros, coliformes fecales, coliformes totales, nitratos, nitrógeno amoniacal, fosfatos totales, sustancias activas al azul de metileno (detergentes), grasas y aceites, los que se relacionan directamente con el nivel de riesgo sanitario presente en el agua (Reolón 2010):

$$ICA = \frac{\sum_{i=1}^n I_i W_i}{\sum_{i=1}^n W_i}$$

Donde ICA= índice de calidad del agua global; I_i = índice de calidad para el parámetro i ; W_i = Coeficiente de ponderación del parámetro i ; n = Número total de parámetros. El índice ya se aplicó en algunos estudios, es el caso del Estado de Jalisco-México (Montoya y Contreras 1997).

En general, estos índices proporcionan una visión global de la calidad del agua de los ríos, continuamente se modifican y se adaptan a las condiciones específicas de los ríos de otras partes del mundo.

3.5.2. Índices hidromorfológicos

La geomorfología de un río determina la variedad de hábitats variables en el tiempo, que favorecen la biodiversidad y productividad de los ecosistemas acuáticos y ribereños (González y García 2006). Las pulsaciones, ritmos o

fluctuaciones de caudal regulan los intercambios ecológicos entre las distintas unidades acuáticas y terrestres del sistema fluvial y por lo tanto, son fundamentales para la supervivencia de los corredores ribereños (Junk *et al.* 1989).

Cuadro IV. Índices fisicoquímicos que evalúan la calidad del agua de los ríos

Índice	Ecuación	Observaciones
ICA NSF (EU) ICA Dinius (EU) IQA CETESB (Brasil) ICA Rojas (Colombia) ICAUCA (Colombia)	$ICA_m = \prod_{i=1}^n I_i^{w_i}$	Promedio geométrico ponderado: Wi: peso o porcentaje asignado al i-ésimo parámetro Ii: subíndice de i-ésimo parámetro
CCME-WQI (Canadá) DWQI (EU)	$ICA = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1.732} \right)$	El índice incorpora tres elementos: Alcance (F1): porcentaje de parámetros que exceden la norma. Frecuencia (F2): porcentaje de pruebas individuales de cada parámetro que excede la norma. Amplitud (F3): magnitud en la que excede la norma cada parámetro que no cumple
UWQI (Europa)	$UWQI = \sum_{i=1}^n w_i I_i$	Promedio aritmético ponderado: Wi: peso o porcentaje asignado al i-ésimo parámetro Ii: subíndice de i-ésimo parámetro
ISQA (España)	ISQA = T (DQO + SS + OD + Cond)	T: Temperatura DQO: Demanda Química de Oxígeno OD: Oxígeno Disuelto Cond: Conductividad SS: Sólidos suspendidos A partir de 2003 el ISQA se empezó a calcular reemplazando la DQO por el carbono orgánico total (COT en mg/l)
IAP (Brasil)	IAP = ISTO x IQA CETESB ISTO = ST x SO ST=Min-1 (q1, q2, ..., qn) x Min-2 (q1, q2, ..., qn) SO=Media Aritmética (qa, qb, ..., qn)	Donde: IQA: Índice de Calidad del Agua adaptado del ICA NSF para las condiciones de Brasil ISTO: Índice de Sustancias Tóxicas y Organolépticas ST: Ponderación de los dos subíndices mínimos más críticos del grupo de sustancias tóxicas SO: Ponderación obtenida a través de la media aritmética de los subíndices del grupo de sustancias organolépticas

CCME-WQI, Water Quality Index de Canadá; ICA, IQA, Índice de calidad del Agua; ICAUCA, Índice de Calidad del Agua de Colombia; DWQI, Drinking Water Quality Index; UWQI, Universal Water Quality Index; ISQA, Índice Simplificado de Calidad del Agua; IAP, Índice de Abastecimiento Público. Fuente: Torres *et al.* 2009.

En otras palabras, la dinámica fluvial es la clave del funcionamiento y del valor ecológico, paisajístico y ambiental de los sistemas fluviales (Ollero 2009), por esto es que los indicadores hidromorfológicos son clave para determinar el estado ecológico de los ríos.

En muchos países se han desarrollado índices hidromorfológicos: el índice River Habitat Survey (RSH 1998) del Reino Unido, *Système d’Evaluation de la Qualité Physique des Cours d’Eau* de Francia, y el índice de Funcionalidad Fluvial (IFF 2003), *Index of Stream Condition* (ISC 1999) de Australia, *Qualitat del Bosc de Ribera* (QBR; Munné *et al.* 1998) y el Índice de Hábitat de Fluvial, IHF (Ballerín *et al.* 2006).

Otros índices son *System for Evaluating Rivers for Conservation* (1992), *index for low-gradient non-tidal streams* (1997) que desarrolló la Agencia de protección Ambiental de Estados Unidos, los índices de calidad del hábitat ripario usados en *Rapid Bioassessment Protocols* (RBP; Barbour *et al.* 1999) o índices basados sobre aves acuáticas para evaluar las condiciones de inundación (Munné *et al.* 2003). Los indicadores hidromorfológicos que se utilizan para determinar el estado ecológico de los ríos son:

3.5.2.1 Régimen hidrológico

a) Caudal ecológico

Actualmente se conocen alrededor de 200 métodos para la estimación de los caudales ecológicos, éstos se agrupan en cuatro tipos: i) métodos hidrológicos; ii) métodos de evaluación hidráulica; iii) métodos de evaluación del hábitat y iv) métodos holísticos (Arthington *et al.* 2006).

Los métodos que pertenecen a los dos últimos tipos, son los más complejos. Ejemplos son el Building Block Methodology, que se usa en Sudáfrica y el Instream Flow Incremental Methodology (IFIM), que se utiliza ampliamente en los países desarrollados. Ambos requieren para su empleo: tiempo, recursos económicos, experiencia técnica e información biológica.

b) Alteración hidrológica

Se valora el régimen natural de caudales (estado de referencia) y la alteración hidrológica, la que considera aspectos del régimen de caudales con mayor impacto sobre componentes como procesos y dinámica del ecosistema fluvial: magnitud, frecuencia, estacionalidad, duración y tasas de cambio del régimen natural. En ejemplo es el índice alteración hidrológica (Martínez y Fernández 2006).

3.5.2.2. Continuidad del río

Las barreras transversales en el canal fluvial alteran las condiciones del ecosistema ya que aislan tramos del río, se afecta la migración de especies acuáticas y semi-acuáticas y se generan efectos directos sobre las poblaciones: extinciones locales (por deficiente dispersión y recolonización), aislamiento genético, impedimentos de reproducción e inaccesibilidad a fuentes de alimento y sitios de refugio.

Además, se afecta la función del río como corredor biológico y se provoca la pérdida o alteración del hábitat. Por esto, es que evaluar la conectividad fluvial es fundamental al determinar el estado ecológico de los ríos. Los indicadores a considerar son la longitud media libre de barreras artificiales y los tipos de

barreras. Un ejemplo es el Índice de conectividad Fluvial (ICF 2011), que considera el efecto barrera del obstáculo para las migraciones en ambos sentidos de la corriente.

3.5.2.3. Condiciones morfológicas

En este tipo de índices se estima la calidad de las relaciones entre el cauce, la zona de inundaciones y la vegetación ribereña. Son ejemplos los índices de calidad del hábitat ribereño (QBR; Munné *et al.* 2003), el Riparian Quality Index (RQI; Gonzáles y García 2011), el índice de evaluación del estado del bosque de ribera (RFV; Magdaleno *et al.* 2010) y el Índice de hábitat fluvial (IHF; Pardo *et al.* 2002).

El QBR considera los aspectos de vegetación riparia: grado de cobertura y de la naturalidad de la zona ribereña, su estructura y calidad. Se han desarrollado varias versiones del índice fuera de España, como la adaptación a los ríos de Ohio (Colwell y Hix 2008) y la aplicación a ríos de Queensland, Australia (Pettit 2002).

El RQI se compone de siete atributos, los que se valoran de forma independiente, los relativos a la estructura de la ribera son continuidad longitudinal, dimensión lateral y composición y estructura de la vegetación, y los relativos al funcionamiento dinámico de las riberas, regeneración de especies leñosas, condiciones del banco de ribera, conectividad lateral y permeabilidad.

El RFV se diseñó para los ríos de España. Se fundamenta en la valoración de la continuidad espacial del bosque de ribera en sus tres dimensiones (longitudinal, transversal y vertical) y de la continuidad temporal del bosque, representada por la regeneración natural de las plantas.

El IHF valora la capacidad del hábitat físico para albergar una fauna determinada. Se fundamenta en que a una mayor heterogeneidad y diversidad de estructuras físicas del hábitat, le corresponde mayor diversidad de las comunidades biológicas que lo ocupan. Valora aspectos físicos del cauce que se relacionan con la heterogeneidad de hábitats que dependen de la hidrología y del sustrato: inclusión rápidos-sedimentación pozas, frecuencia de rápidos, composición del sustrato, régimen de velocidad/profundidad y porcentaje de sombra en el cauce. El IHF se aplicó al proyecto GUADALMED para ríos Mediterráneos y con otras variables de relevancia, se usó en la evaluación del hábitat fluvial para ríos de América del Norte (Barbour *et al.* 1999).

3.5.3. Índices biológicos

En la naturaleza, las comunidades son diversas y heterogéneas. Cuando se presenta un deterioro moderado, aparecen las especies tolerantes, disminuyen las sensibles y aumenta la depredación. Con perturbaciones altas, desaparecen las especies intolerantes y las ramas alimenticias se hacen lineales; pero si el deterioro es severo, persisten pocas especies aunque en gran número; en situaciones extremas, solo se encuentran microorganismos como bacterias, ciliados y algas (Roldán 1999).

Así, los organismos acuáticos constituyen los parámetros a evaluar en los índices biológicos ya que en función de su vida media, son buenos integradores de la calidad del agua en un periodo extenso de tiempo al responder a episodios cortos pero recurrentes de contaminación. Esto permite asignar a cada especie un valor de sensibilidad, el que se usa en el cálculo del índice.

No obstante, no todos los organismos acuáticos se pueden tomar como bioindicadores (Giacometti y Bersosa 2006), ya que algunos se adaptan a las nuevas condiciones ambientales y a los límites de tolerancia. Se pueden considerar como grupos sensibles a los Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, por no soportar variaciones en la calidad del agua; y como organismos tolerantes, a los Oligoquetos, que son característicos de agua contaminada por materia orgánica (Roldán 1999).

Sin embargo, los indicadores biológicos más utilizados en la evaluación de los ecosistemas fluviales del mundo son los macroinvertebrados bentónicos (> 500 μm), debido a que presentan ciertas ventajas. De acuerdo a Rosenberg y Resh (1993): su presencia en prácticamente todos los sistemas acuáticos continentales (posibilita realizar estudios comparativos); su naturaleza sedentaria (favorece análisis espaciales de los efectos de las perturbaciones en el ambiente); los muestreos cuantitativos y análisis de las muestras se pueden realizar con equipos simples y de bajo costo; y gran disponibilidad de métodos e índices para su análisis.

El uso de macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua, permite estimar si sus modificaciones se presentan por cambios físicos o químicos del hábitat, pero no especifica la causa y ésta se debe deducir mediante su correspondencia con información del hábitat físico (substrato de fondo, velocidad de la corriente, profundidad) y a potenciales fuentes de estrés (contaminantes acuáticos; Liljaniemi *et al.* 2002). Según la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea, los índices biológicos comprenden organismos de flora acuática, fauna bentónica de invertebrados y fauna ictiológica:

3.5.3.1. Flora acuática

a) Fitoplancton

Son microorganismos fotosintéticos (microalgas, cianobacterias, flagelados heterótrofos y otros grupos sin clorofila), que viven suspendidos en la masa de agua (MMA 2007). Se utilizan como indicador de productividad y eutrofización en embalses. En el primer caso se puede mencionar a los índices de Hörnström (Hörnström 1981) e índice trófico planctónico (Barbe *et al.* 1990). En el segundo caso, el índice SLA (Sládeček 1983), que mide la sensibilidad de los organismos.

b) Fitobentos o perifiton

Son organismos microbióticos autótrofos que viven en cualquier sustrato del fondo [sustratos pétreos (epilíton), vegetación acuática viva y muerta (epifíton), sedimento (epipelón)]. Incluye protozoos, hongos, macrófitos y algas. Éstas incluyen cianobacterias, diatomeas, clorofíceas, micro y macro algas. Las diatomeas son los organismos de mayor utilidad en la calidad de agua, para detectar eutrofización, acidificación y cambios en la dinámica del río.

Existe una amplia variedad de índices de diatomeas, diseñados por varios autores: índice de Polusensibilidad Específica (IPS; CEMAGREF 1986), Índice Biológico de Diatomeas (IBD; Prygiel y Coste 1998) y Índice CEE (Lange-Bertalot 1979), entre otros. Todos se fundamentan en combinaciones entre la abundancia relativa y el grado de sensibilidad de un grupo de taxones.

c) Macrófitos

Son plantas acuáticas visibles a simple vista, incluyen las plantas vasculares (cormófitos), briófitos y macroalgas (algas caráceas y de otros grupos; MMA 2007). En las macrófitas distinguen a los hidrófitos (plantas acuáticas, totalmente sumergidas o flotando en la superficie del agua), y los helófitos (plantas con la parte inferior sumergida en el agua).

Los hidrófitos son sensibles a cambios en la composición del agua; los helófitos, permiten detectar cambios en la estructura de las riberas fluviales. En general, este grupo es útil para detectar eutrofización, cambios en la dinámica del río y en la mineralización (conductividad y salinidad), y efectos de las estaciones hidroeléctricas (Ruza 2008). En el Cuadro V se presentan algunos índices biológicos que consideran macrófitas, incluye a:

Cuadro V. Índices biológicos con base en macrófitas

Índice	Autores
Índice trófico planctónico	Barbe <i>et al.</i> 1990
Índice de eutrofización/polución (E/P-I)	Dell'Uomo 1991
Mean Trohic Rank (MTR)	Holmes 1995; Holmes 1996; Newman <i>et al.</i> 1997
The Scientific group GIS Index	Thiebault, Guéroid y Muller 2002
Índice Biológico de macrófitas en ríos (IBMR)	AFNOR 2003
Trophic Index of Macrophytes (TIM)	Schneider y Melzer 2003

Fuente: Elaboración propia a partir de MMA 2004.

3.5.3.2. Fauna invertebrada bentónica (zoobentos)

Son micro y macroinvertebrados que habitan los sustratos sumergidos en los medios acuáticos.

Los microinvertebrados son organismos que miden menos de un mm, abarcan protozoos, nematodos, rotíferos, cladóceros, ostrácodos, copépodos e hidrácaros. Debido a su gran diversidad, fácil muestreo e identificación, los invertebrados bentónicos son los indicadores de mayor uso en los estudios de calidad ecológica de ríos: señalan contaminación orgánica, por metales u otros, acidez y un amplio abanico de presiones como cambios en el régimen de caudal y en la mineralización del agua.

Los macroinvertebrados miden más de un mm, dominan en los ríos e incluyen artrópodos (insectos, dominante por sus formas larvarias; arácnidos y crustáceos), oligoquetos, hirudíneos, moluscos, celentéreos, platelmintos y briozoos (MMA 2007). Metcalf (1989) reconoce tres enfoques para evaluar la respuesta de las comunidades de macroinvertebrados a la contaminación: el biótico, el de diversidad y el sapróbico.

Enfoque sapróbico: se fundamenta en la tolerancia de las especies indicadoras a la contaminación, desarrolló el índice sapróbico. La ventaja de este sistema es que incluye varios taxones y comunidades, y es aplicable a todo tipo de ríos. Su inconveniencia radica en el desconocimiento de los organismos al nivel de especie, que existe en ciertas regiones (Roldán 1999).

Enfoque de la diversidad: sugiere conocer la riqueza, uniformidad y abundancia de la comunidad a estudiar, para determinar su respuesta a la calidad ambiental. Una comunidad natural presenta una alta diversidad y un número bajo de individuos por especie. Pero si hay contaminación el número de especies es bajo y con muchos individuos, por esto, la diversidad es una medida de la calidad del agua del río.

La riqueza específica presenta desventajas por su dependencia al tamaño de muestra, información limitada sobre la comunidad y que la sensibilidad a la degradación puede variar regional y estacionalmente, así como con la estructura de edades (Fausch *et al.* 1990).

La insensibilidad a la degradación ambiental es un problema al utilizar la riqueza específica como índice, ya que el número total de especies no siempre declina con las perturbaciones en el ecosistema, sino que se lleva a cabo un reemplazo de especies o surgen cambios en su proporción relativa.

En algunos casos, mientras que el número de especies sensibles declina con la degradación, especies más tolerantes llegan a ser más comunes y el resultado es que la comunidad no cambia en el número de especies pero sí en las especies que la conforman (Wang *et al.* 2000). Algunos índices son los de Shannon-Weaver (1949), de Margalef (1951) y de Simpson (1949).

Enfoque biótico: Combina una medida cuantitativa de diversidad de especies con la información cualitativa sobre la sensibilidad ecológica de taxones individuales en una expresión numérica simple.

Son ejemplo los Índice biótico (Beck 1955). Índice de déficit de especies (Kothé, 1962). Índice de saprobiedad de Pantle y Buck (1955). Entre los índices bióticos más utilizados se puede mencionar (MMA 2004): TBI, Trent biotic Index; EBI, Extended Biotic Index; BS, Biotic Score; BMWP, Biological Monitoring Working Party y ASPT, Average Score per Taxon desarrollados para los ríos de Gran Bretaña; índice VeT para los ríos de Francia; IBE, Índice biótico Esteso para los ríos italianos; BBI, Belgian Biotic Index para los ríos de Bélgica, etc.

En España se han diseñado diferentes índices bióticos como BILL y FBILL2 para los ríos Besós y Llobregat y otros ríos catalanes; el Ib para el Duero y el IBS para el río Segre; índice BMWP' (adaptación del índice británico BMWP).

3.5.3.3. Fauna ictiológica

En muchos países se utiliza a los peces ya que por su posición en la cadena trófica, longevidad (20-30 años) y capacidad de desplazamiento, son de gran valor como indicadores del estado ecológico al integrar información en el tiempo sobre la masa de agua y la relativa a los niveles tróficos inferiores (especialmente de algas e invertebrados). El restablecimiento de los conjuntos de peces después de perturbaciones catastróficas a corto plazo (inundaciones, crecidas, contaminación puntual) es relativamente rápido mientras que una presión constante sobre el ecosistema, como la agricultura intensa o la contaminación difusa, puede cambiar las comunidades bióticas en el largo plazo (Faush *et al.* 1990).

Los peces son relativamente fáciles de identificar, el entrenamiento de personal para las actividades de muestreo es menos difícil y la mayoría de las muestras se pueden analizar en el sitio de muestreo para después regresarlas vivas al medio. Sin embargo su capacidad de movimiento hace que su respuesta frente a la contaminación no sea fácilmente interpretable. Los peces son útiles para detectar y seguir cambios morfológicos, de hábitat, acidificación y eutrofización.

Existe una gran variedad de índices: cualitativos, como los índices de Jaccard (MMA 2004) y Sorensen (MMA 2004); cuantitativos (MMA 2004); y multi-métricos como el de integridad biótica.

El IBI se desarrolló para los estados del medio oeste, pero se adaptó a otras regiones y países: Bélgica (Kestemont *et al.* 2000), Canadá (Steedman 1988), Francia (Oberdorff y Hughes 1992) y México (Lyons *et al.* 2000).

3.5.4. Índices integrados

Los índices integrados evalúan diversos atributos, que en conjunto miden la condición biológica del sistema, la cual se compara con las condiciones de referencia o integridad biótica. Ésta se define biótica en términos de la composición de la biota. Es decir, por la diferencia entre la composición de taxa de los sitios impactados y los de referencia, cuando ambos sitios tienen condiciones fisicoquímicas similares (Norris y Hawkins 2000).

Estos índices tuvieron auge en varios países, entre ellos Estados Unidos, donde se desarrollaron procedimientos estandarizados como Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic macroinvertebrates and Fish (RBPs; Barbour *et al.* 1999).

3.5.5. Modelos predictivos

Su aplicación se divide en cuatro etapas:

1. Selección de sitios de referencia
2. Selección de la comunidad de macroinvertebrados: se colectan todos los taxa para describir la estructura comunitaria.
3. Desarrollo del modelo: se seleccionan los atributos con menor impacto humano y mayor poder de predicción de la condición biológica (altitud, orden del río, medidas morfológicas, composición del fondo, algunas variables fisicoquímicas, etc.). El análisis de discriminantes establece

relaciones entre valores de los parámetros y la ordenación de datos biológicos), desarrolla una función que permita predecir con cierta probabilidad los taxa presentes en cada una de las clases de sitios de referencia.

4. Uso del modelo: se compara la composición de taxa de los sitios de referencia con la de los sitios de prueba.

Los modelos de mayor aplicación son el BEAST (Benthic Assessment of Sediment) en Canadá, el RIVPACS (River InVertebrate Prediction And Clasification System) en el Reino Unido (Wright *et al.* 1993) y el AUSRIVAS (AUStralian RIVER Assessment Scheme model) en Australia (Parson y Norris 1996).

4. CONCLUSIÓN DE LA REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

Hablar del estado ecológico de un río va más allá de la calidad del agua para un uso específico. Se trata de la interacción entre factores bióticos y abióticos, cuyo efecto refleja la condición de sus partes. Es decir, la calidad de la estructura y del funcionamiento del ecosistema acuático en relación al agua.

Se han desarrollado diversos métodos par evaluar la integridad ecológica de los ríos. Se pueden clasificar en fisicoquímicos, hidromorfológicas y biológicas. Cada uno, responde a aspectos concretos del estado ecológico: determinan la calidad del agua, miden la degradación del hábitat e indican episodios de contaminación, respectivamente.

Los métodos que se fundamentan en variables fisicoquímicas proporcionan una valoración instantánea de la calidad del agua, lo que equivale a una fotografía del río en un momento y punto determinado, ya que el sistema puede cambiar su

condición debido al volumen y velocidad del flujo; condiciones climáticas; tipo, concentración y periodicidad de los vertidos; y la capacidad de recuperación del propio río, entre otros.

Los métodos que utilizan indicadores biológicos presentan la ventaja de valorar los efectos de una serie de circunstancias que persisten en el tiempo. Es decir, representan la película de lo que ha sucedido durante cierto tiempo y se estima, que es la mejor opción para conocer el estado ecológico de un río.

En este sentido, la vegetación ribereña es una unidad biológica que permite evaluar los efectos de cambios que ocurren y permanecen en el tiempo, ya que su supervivencia, biodiversidad y productividad, dependen de la geomorfología del sistema y de la dinámica fluvial.

Atributos que en conjunto, regulan los intercambios ecológicos en la zona de transición acuática-terrestre por lo que la vegetación riparia se convierte en un elemento clave del valor ecológico, paisajístico y ambiental de los ríos.

Existen varios métodos hidromorfológicos que consideran a la vegetación ribereña, pero se considera que el Riparian Quality Index presenta algunas ventajas, como por ejemplo: valorar la calidad ambiental de las riberas a través de los procesos y la dinámica riparia, en contraste con otros métodos que se enfocan en la valoración del estado actual de la cubierta vegetal.

El RQI estima la calidad de la vegetación ribereña a través de otros factores que determinan su persistencia en el tiempo, como son las dimensiones del espacio ripario, la tasa de regeneración natural ligada al régimen de caudales, la

conectividad transversal del cauce con su ribera y la conectividad vertical del suelo ripario con la recarga subterránea.

En el RQI las condiciones de referencia se definen de acuerdo a la morfología del valle, el régimen de caudales y la región biogeográfica, lo que permite valorar el carácter autóctono o alóctono de la vegetación existente, y compararla con la que se considera de referencia, pero para cada tramo.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguilar I. A. (2005). Los peces como indicadores de la calidad ecológica del agua. *Revista Digital Universitaria*. 6 (8): 1-14.
- Alonso A. y Camargo J. A. (2005). Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas: Revista científica y técnica de ecología y medio ambiente* 3: 1-12.
- Arango M. C., Álvarez L. F., Arango G. A., Torres O. E. y Monsalve A. J. (2008). Calidad del Agua de las quebradas La Cristalina y La Risaralda, San Luis, Antioquia. *Revista EIA*. 9: 121-141.
- Arthington, A., Bunn S., Poff L. y Naiman R. J. (2006). The Challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. *Ecological Applications* 16 (4): 1311-1318.
- Ballerín F. D., Mora M. D., Díaz B. E., Echeverría A. M. T., Ibisate G. A., Montorio L. R., Ollero O. A. y Sánchez F. M. (2005). Criterios para la valoración hidrogeomorfológica de cursos fluviales. Aplicación en Aragón. *Geographica* 49: 51-69.
- Barbour M. T. (1997). The re-invention of biological assessment in the U.S. *Human and Ecological Risk Assessment* 3: 933-940.
- Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B.D. y J.B. Strinbling. (1999). *Rapid Bioassessment Protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton,*

- Benthic Macroinvertebrates and Fish. (1999). EPA 841-B-99-002. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- Beck W. M. (1955). Suggested method for reporting biotic data. Sewage ind. Wastes 27: 1193-1197. In: Roldán, P. G. (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. Revista Académica Colombiana Ciencia 23 (88): 375-387.
- Bonada N., Prat N., Munnf A., Rieradevall M., Albatercedor J., Çlvarez M., Avilfs J., Casas, J., Jáimez P., Mellado A., Moyç, G., Pardo I., Ramón G., Suçrez M. L., Toro M., Vidal-Abarca M. R. and Vivas S. (2002). Criterios para la selección de condiciones de referencia en los ríos mediterráneos. Resultados del proyecto. GUADALMED1. Limnética 21 (3-4): 99-114. Disponible en: <http://www.ub.es/ecolo/investigacion/narcis/docs/Referencia.pdf>.
- CEMAGREF. (1982). Etude des methods biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. Rapporte Q. E. Lyon. Agence de l'Eae Rhône-Méditerranée-Corse-CEMAGREF, Lyon. 218 p.
- Chutter F. M. (1972). An empirical biotic index of the quality of water in South African streams and rivers. Water Research 6: 19-30.
- Colwell S. R y Hix D. M. (2008). Adaptation of the QBR index for use in riparian forests of central Ohio. In: Jacobs, D. F. Michler, C. H. Proceedings of the 16th Central Hardwood Forest Conference, West Lafayette, IN USFS. 331-340 p.
- Corigliano M. C. (2008). Índices para evaluar la calidad ambiental en ríos serranos urbanos mediante indicadores. Rev. Univ. Nac. Río Cuarto 28 (1-2): 33-54.
- Corrochano C. A. (2007). Estado Ecológico de las Aguas Superficiales. Un nuevo enfoque de la gestión del agua. Ambianta. 57-64.
- Dolbeth M., Pardal M.A., Lilleblo A.I., Azeiteiro U. & Marques J.C. (2003). Short- and long-term effects of eutrophication on the secondary production of an intertidal macrobenthic community. Marine Biology. 10 (1007): 1133-1135
- Domínguez E. y Fernández H. (1998). Calidad de los ríos de la Cuenca del Salí (Tucumán Argentina) medida por un índice biótico. Serie Conservación de la Naturaleza. Fundación Miguel Lillo, Tucumán. 38 pp.

- European Commission. (2000). Directive 2000/60/EC of the European parliament of the council of 23 October 2000. Establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities L327: 1-72.
- Figueroa R., Ruiz V.H., Araya E., Niell X.y Palma A. (2006). Invertebrates colonization patterns in a Mediterranean Chilean stream. *Hydrobiologia* 571: 409-417.
- Figueroa R., Valdovinos C., Araya E. and Parra. O. (2003). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76: 275-285.
- Garrido P. A., Cuevas M. L., Cotler H., Gonzáles D. I. y Tharme R. (2010). Evaluación del grado de alteración ecolhidrológica de los ríos y corrientes superficiales de México. *Investigación ambiental*. 2 (1): 25-46.
- Ghetti P. F. y Bonazzi G. (1981). I macroinvertebrati nella sorveglianza ecologica dei corsi d' acqua. Consiglio Nazionale delle Riserche Aq/1/127. In: Roldán, P. G. 1999. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista Académica Colombiana Ciencia* 23 (88): 375-387.
- Giacometti V. J. C. y Bersosa V. F. (2006). Macroinvertebrados acuáticos y su importancia como bioindicadores de calidad del agua en el río Alambi. *Boletín Técnico* 6, Serie Zoología. 2: 17-32.
- González M. T. y García J. D. (2011). Riparian Quality Index (RQI): A methodology for characterising and assessing the environmental conditions of riparian zones. *Limnetica*, 30 (2): 235-254
- González T. M. y García J. D. (2006). Attributes for assessing the environmental quality of riparian zones. *Limnetica*, 25 (1-2): 389-402.
- Gualdoni C. M., Duarte C. A. y Medeo T. E. A. (2011). Estado ecológico de dos arroyos serranos del sur de Córdoba, Argentina. *Ecol. Austral* 21 (2): 149-162.
- Hörnström E. (1981). Trophic characterization of lakes by means of qualitative phytoplankton analysis. *Limnologica* (Berlin) 13: 249-261.

- Hurtado S., García-Trejo F. y Gutiérrez-Yurrita P. J. (2005). Importancia ecológica de los macroinvertebrados bentónicos de la subcuenca del Río San Juan, Querétaro, México. *Folia Entomol. Méx.*, 44 (3): 271-286.
- Jaimez-Cuellar G. Moya, Prat N., Robles N., Toro M., and Vidal-Abarca. M. R. (2002). El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica*, 21 (3-4): 115-134.
- Jones J.A., Swanson J. F., Wemple B. C. and Snyder U. Kai. (2000). Effects of roads on hydrology, geomorphology, and disturbance patches in stream networks. *Conservation Biology* 14 (1): 76-85.
- Junk W.J., Bailey P. B. y Sparks R. E. (1989). The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, Special Publication, 106: 110-127.
- Kestemont P., Didier J., Depiereux E., Micha, J.C. (2000). Selecting ichthyological metrics to assess river basin ecological quality, *Archives für Hydrobiologie Supplement (Monographic Studies)*, 121: 321- 348.
- Kothé P. (1962). Dtsch. Gewasserkundle. Mitt. 6.60. In: Roldán, P. G. (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista Académica Colombiana Ciencia* 23 (88): 375-387.
- Kutschker A., Brand C. y Miserendino M. L. (2009). Evaluación de la calidad de los bosques de ribera en ríos del NO del Chubut sometidos a distintos usos de tierra. *Ecología Austral* 19: 19-34.
- Lange-Bertalot H. (1979). Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. *Nova Hedwigia*. 64: 285-304.
- Leiva, M. J. 2004. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad de agua en la cuenca del Estero Peu Peu comuna de Lautaro IX Región de la Araucanía. Tesis de Licenciatura en Recursos Naturales. Universidad Católica de Temuco. Chile
- Liljaniemi P., Vuori K.M., Ilyashuk B. and Luotonen. H. (2002). Habitat characteristics and macroinvertebrate assemblages in boreal forest streams: relations to catchment silvicultural activities. *Hydrobiologia* 474: 239-251.

- López-Hernández M., Ramos-Espinosa M. G. y Carranza-Fraser. J. (2007). Análisis multimétrico para evaluar contaminación en el río Lerma y lago de Chapala, México. *Hidrobiológica* 17 (1 Suplemento): 17-30.
- Lozano-Quilis M. A., Pujante A. y Martínez-López F. (2006). Estudio del estado ecológico de las cabeceras de los ríos Bergantes, Mijares y Palancia (Castellón, España). *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. Sec. Biol.* 101 (1-4): 57-70.
- Lyons J., Gutiérrez-Hernández A., Díaz-Pard, E., Soto- Galera E., Medina- Nava M. Pineda- López R. (2000). Development of a preliminary index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages to assess ecosystem condition in the lakes of central Mexico. *Hydrobiology*, 418: 57-72.
- Magdalen, F., Martínez R. y Roch. V. (2010). Índice RFV para la valoración del estado del bosque de ribera. *Ingeniería Civil.* 157: 85-96.
- Margalef R. (1951). Diversidad de especies en las comunidades naturales. *P. Inst. Biol. Appl.* 9: 15-27. In: Roldán, P. G. 1999. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista Académica Colombiana Ciencia* 23 (88): 375-387.
- Martínez R. A., Fonseca G. K., Ortega S. J. L., García-Luján C. (2009). Monitoreo de la calidad microbiológica del agua en la cuenca hidrológica del Río Nazas, México. *Revista Química Viva.* 1 (8).
- Martínez S. C. y Fernández Y. J. A. (2006). El régimen natural de caudales: una diversidad imprescindible, una diversidad predecible. *Invest Agrar: Sist Recur For.* Fuera de serie, 153-165.
- Metcalf J. L. (1989). Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environ. Pollut.*, 60: 101-139. In: Roldán, P. G. 1999. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista Académica Colombiana Ciencia* 23 (88): 375-387.
- Metzeling L., Wells F. and New A. P. (2002). The development and testing of biological objectives for the protection of rivers and streams in Victoria, Australia. *Verhandlungen der internationale Vereinigung für theoretische und angewandte. Limnologie* 28: 106-111.

- MMA. (2004). Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la Directiva Marco del Agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro. Ministerio de Medio Ambiente. España. 234 p.
- MMA. (2007). Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la Directiva Marco del Agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro: protocolos de muestreo y análisis para, fitoplancton, fitobentos (microalgas bentónicas), macrófitos, invertebrados bentónicos, ictiofauna. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España. 232 p.
- Montoya H. y Contreras G C. (1997). Estudio Integral de la Calidad del Agua en el estado de Jalisco. Guadalajara. Comisión Nacional del Agua. 106 p.
- Moog O. 1993. Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts. *Regulated Rivers* 8, 5-14.
- Munné A., Solà C. and Prat N. (1998a). QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua*, 175: 20-37.
- Munneé A., Prat N., Solá C., Bonada N. and Rieradevall M. (2003). A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine And Freshwater Ecosystems* 13: 147-164.
- Nilsson C. y Renöfält B. M. (2008). Linking flow regime and water quality in rivers: a challenger to adaptive catchment management. *Ecology and Society* 12 (2): 18.
- Nilsson C., Reidy A. C., Dynesius E. and Revenga C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Report. Science* 308: 405- 408.
- Norris R. H. y Hawkins C.P. (2000). Monitoring River Health. *Hydrobiologia* 435: 5-17.
- Oberdorff T., Hughes R. M. (1992). Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine basin, France. *Hydrobiologia*, 228: 117-130.

- Ollero O., A. (2000). Aplicación del índice hidrogeomorfológico IHG en la cuenca del Ebro. Guía metodológica. Gobierno de España-Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Zaragoza, España. 93 p.
- Pantle R. y Buck. H. (1955). Die biologische Überwachung der GÄwassers und die Darstellung der Ergebnisse. Gas -u. WassFach. 96.604. In: Roldán P. G. (1999) Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. Revista Académica Colombiana Ciencia 23 (88): 375-387.
- Pardo I., Álvarez M., Casas J., Moreno J. L., Vivas S., Bonada N., Alba-Tercedor J., Jáimez-Cuéllar P., Moyà G., Prat N., Robles S., Suárez M. L., Toro M. y Vidal-Abarca M. R. (2002). El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. Limnética 21(3-4): 115-133.
- Parson M. y Norris R. H. (1996). The effect of habitat specific sampling on biological assessment of water quality using predictive model. Freshwater Biology 36:419-434.
- Pettit N. E. (2002). Riparian vegetation of a permanent waterhole on Cooper Creek, southwest Queensland. Proceedings of the Royal Society of Queensland. 11030: 15-25.
- Postel S. y Richter B. (2003). Rivers for life. Managing water for people and nature. Island Press, EE.UU., 253 p.
- Prat N., Munné A., Rieradevall M., Solà C. and Bonada N. (2000). ECOSTRIMED. Protocol per determinar l'estat ecològic dels rius mediterranis. Diputació de Barcelona. Àrea de Medi Ambient (Estudis de la Qualitat Ecològica dels Rius, 8). 94 pp.
- Prygiel J. y Coste M. 1998. Progress in the use of diatoms for monitoring rivers in France. In Prygiel J., Whitton B. A. y Bukowska J. (eds). Use of algae for Monitoring Rivers- III Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douani, France. pp. 165-179.
- Ramírez-Lynn J. E. (2010). Caracterización del ecosistema de ribera y su valor indicador del estado ecológico en la subcuenca Valle de Bravo-Amanalco, Estado de México. Tesis. UNAM. Disponible en: http://www.revista.ine.gob.mx/index.php/rev_amb/thesis/view/19

- Reolón L. (2010). Índices de calidad del agua. Programa de formación iberoamericano en materia de aguas. DINAMA-MVOTMA.
- Rodríguez A., Tangorra M. y Ocón C. (2001). Use of Benthic macroinvertebrate to assess the biological status of pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*. Kluwer Academic Publishers. Belgium. *Aquatic Ecology*, Kluwer Academic Publishers. 35: 109-119.
- Roldán G. A. (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. XXIII (88): 375-387.
- Rosenberg D. M and Resh V. H. (1993). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York, New York, USA. 488 pp.
- Rosenberg David M., McCully P. and Pringle M. C. (200). Global-scale environmental effects of hydrological alterations: Introduction. *BioScience* 50(9): 746-751.
- Ruza R. J. (2008). El concepto de Estado ecológico: Indicadores biológicos utilizados. Proceso de establecimiento de objetivos ambientales: Las condiciones de referencia y el ejercicio de intercalibración europea. Jornada sobre estado ecológico y gestión del agua, Nuevas reglas de juego en la gestión del agua. España. 15 p.
- Ruza R. J. (2005). El control del estado ecológico de las aguas superficiales en España. *Revista Montes* Número 79: 72-73.
- Salinas-Rodríguez S. A. y Ramírez-Marcial N. (2010). Ríos de la reserva de la biosfera El Triunfo, un diagnóstico para su restauración ecológica. *Hidrobiológica* 20 (2): 91-100.
- Sánchez-Montoya M. M., Vidal-Abarca M. R., Puntí T., Poquet J. M., Prat N., Rieradevall M., Alba-Tercedor J., Zamora-Muñoz C., Toro M., Robles S., Álvarez M. y Suárez M. L. (2009). Defining criteria to select reference sites in Mediterranean streams. *Hydrobiologia* 619: 39-54
- SEMARNAT (2010). Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio.

Lista de especies en riesgo. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. 30 de diciembre de 2010.

Shannon C. E. y Weaver W. (1949). The mathematical theory of communication. The University of Illinois Press, Urbana IL In: Roldán P. G. (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. Revista Académica Colombiana Ciencia 23 (88): 375-387.

Simpson E. H. (1949). Measurement of diversity. Nature 163 (4148), 688. In: Roldán, P. G. 1999. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. Revista Académica Colombiana Ciencia 23 (88): 375-387.

Sirombra M. G., Grimolizzi O. M y Frenzel A. M. (2006). Riberas de cursos de agua y calidad ecológica: una herramienta informática. XXII Reunión Argentina de Ecología, Córdoba. Libro de Resúmenes. Pp. 214.

Steedman R.J. (1988). Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in southern Ontario. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 45: 492-501.

Stoddard J. L., Larse D. P., Hawkins C. P., Jonson R. K. y Norris R. H. (2006). Setting expectations for the ecological conditions of streams: the concept of reference condition. Ecological Applications 16: 1267-1276.

Suárez Alonso M. L., Vidal-Abarca Gutiérrez M^a. R., Navarro Lucas I., Gómez C. R. y López Bermúdez F. (2010). Los arroyos de Baja California Sur (México): caracterización ambiental y aplicación de un índice de estado de alteración (IAR). Rev. C. & G., 24 (1-2): 63-77.

Torres P., Hernán C. C. y Patiño P. J. (2009). Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano. Una revisión crítica. Revista Ingenierías Universidad de Medellín 8 (15): 79-94.

Wang L., Lyon, J., Kanehl P., Bannerman R., Emmons E. (2000). Watershed urbanization and changes in fish communities in southeastern Wisconsin streams. Journal of the American Water Research, 36: 1173-1175.

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

- WFD CIS Working Group 2.7 – Monitoring. (2003). Guidance Document No.7. Monitoring under the Water Framework Directive. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. 1-153.
- Wright J. F., Furse M. T. y Armitage P. D. (1993). Rivpacs-a technique for evaluating the biological quality of rivers in the U.K. European Water Pollution Control 3 (4): 15-25.
- Wright J. F., Moss D., Armitage P. D and Furse M. T. (1984). A preliminary classification of running water sites in Great Britain based on macroinvertebrate species and the prediction of community type using environmental data. Freshwater Biology 14: 221-256.
- WWF. (2009). Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF)-México. La instrumentación de caudales ecológicos en los ríos de México: La clave para asegurar la conservación del ambiente y el abasto en cantidad y calidad del agua para la sociedad. Disponible en: revisado el 25 de marzo de 2012.
- Zúñiga M. del C.; Rojas A.M.; Serrato C. (1994). Interrelación de indicadores ambientales de calidad en cuerpos de aguas superficiales del Valle del Cauca. Revista Colombiana de Entomología 20 (2): 124-130.

Lista de cuadros

Cuadro I.	Criterios fisicoquímicos para seleccionar sitios de referencia	11
Cuadro II.	Criterios hidromorfológicos para seleccionar sitios de referencia	12
Cuadro III.	Criterios biológicos para seleccionar sitios de referencia	12
Cuadro IV.	Índices fisicoquímicos que evalúan la calidad del agua	16
Cuadro V.	Índices biológicos con base en macrófitas	23

CAPÍTULO I. CONTAMINANTES EN LOS EFLUENTES DE LAS ACTIVIDADES PRODUCTIVAS Y SUS EFECTOS EN LA BIOTA ACUÁTICA *

Pollutants in wastewater of productive activities and their effects in the aquatic biota

Mayra Mendoza Cariño¹

1. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo.

RESUMEN

Las actividades humanas generan una amplia variedad de sustancias químicas que se liberan al medio ambiente y que perjudican la integridad de los ecosistemas. Es el caso de las aguas residuales municipales, industriales y de actividades productivas, que al descargarse en los ríos, alteran la calidad del agua y repercuten negativamente en su flora y fauna. Los objetivos de este estudio fueron identificar, mediante revisión bibliográfica y para el caso de México, los contaminantes de dichos efluentes y describir sus efectos en la biota acuática. Se clasificaron 32 tipos de descargas agrupadas en: orgánicos, inorgánicos, combinados y térmicos. Los que presentaron mayor diversidad de contaminantes en cada grupo y en orden de importancia son: agricultura, actividades agropecuarias e industria alimentaria; metalúrgica, minera, automotriz, química inorgánica y pinturas, barnices y tintas; así como descargas municipales y generadoras de energía. Por la magnitud de sus efectos en términos de toxicidad,

* *Estatus del documento: por enviarse a revista para iniciar proceso de revisión.*

bioacumulación y su ascenso a los niveles de la cadena trófica, destacan los metales pesados y los compuestos de nitrógeno y de fósforo, como detonadores del proceso de eutrofización.

Palabras clave: bioacumulación, biomagnificación, metales pesados, estado ecológico.

ABSTRACT

Activities human generate big variety of chemical substances that are liberated to the environment and affect the ecosystems integrity. Is the case of the waste water, industrial and productive activities, that after their discharge in the rivers, they alter the quality of the water and to have negative repercussions on their flora and animal life. The goals of this study were to identify, through bibliographic revision and for México, the contaminants of the effluents and to describe their effects on the aquatic life. Thirty two kinds of discharge were classified in: organic, inorganic, compound and termical. Discharges that presented most variety of contaminants are: agriculture and livestock industry and alimentary industry; metallurgical, mines, automotive, inorganic chemical and paint, cosmetics and dye; municipal discharges and; energy's generator, respectively. For the magnitude of their effects over toxicity, bioaccumulation, and their ascend to other lelels in the traffic chain, the heavy metals outstanding and the nitrogen and phosphorous compounds as detonator of the eutrophic process.

Palabras clave: bioaccumulation, biomagnification, heavy metals, ecological status.

I. 1. INTRODUCCIÓN

Los ríos son sistemas naturales de agua corriente de valor ecológico, altamente complejos y diversos que debido a su dinamismo espacial y temporal, influyen en los ecosistemas ribereños y acuáticos que encuentran a su paso, ya que al contribuir sustancialmente con el agua necesaria para que se lleven a cabo los procesos químicos y biológicos, determinan el desarrollo de las especies vegetales y animales. Es decir, esta red de distribución de agua, nutrientes, sedimentos y energía de las partes altas de las cuencas a las zonas medias y bajas, permite que se presenten ciclos biológicos como el anidamiento y desove de organismos, reproducción y crecimiento de peces y anfibios, cuyos intercambios de materia y energía permiten estructurar cadenas tróficas y ciclos de nutrientes de una infinidad de organismos (Postel y Richter 2003). Así, la correspondencia entre organismos y ecosistemas posibilita salvaguardar la diversidad genética del territorio, la belleza del paisaje y mantener el equilibrio del ciclo hidrológico.

Estos ecosistemas poseen valor ambiental para el hombre debido al suministro de agua para uso potable, agrícola e industrial, condiciones que disminuyen el efecto de las descargas de aguas residuales, amortiguamiento de inundaciones, mantenimiento de la fertilidad de suelos, energía eléctrica, medio de transporte, pesca, recreación y turismo. No obstante su relevancia en el desarrollo de la vida, las actividades humanas afectan negativamente la integridad ecológica de los ríos la cual se define en este documento, como *“el valor promedio de la calidad del agua, de las variables hidromorfológicas del cauce y de la presencia y desarrollo de especies de flora y fauna que coexisten en condiciones naturales o en equilibrio con la sociedad que depende de sus recursos para sobrevivir”*. En el contexto de mantener el equilibrio más allá de la sobrevivencia.

Los impactos directos de las actividades humanas se asocian a: i) la extracción desmedida de agua superficial, a su desvío, represamiento o agotamiento que modifica el volumen, la calidad y la estacionalidad de los sistemas fluviales. Como ejemplo, se tiene que 77 % de los 139 ríos más grandes del norte de Europa, Norteamérica y de las Repúblicas de la ex Unión Soviética, se encuentran de fuerte a medianamente afectados (Nilsson *et al.* 2005). ii) La descarga directa de aguas residuales municipales e industriales sin tratamiento previo, que aporta enormes cantidades de materia orgánica y otros contaminantes. Este es el caso de México ya que según la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA 2011), en el año 2009 solo se trató 37.1 y 19.3 % del total de aguas residuales municipales e industriales que se generaron, mientras que los porcentajes restantes se vertieron directamente a los sistemas acuáticos. iii) Los aportes de sedimentos, NO_3^- , PO_4^- , fertilizantes y plaguicidas que provienen en los escurrimientos de las zonas agrícolas.

Esto genera deterioro en los cuerpos de agua y en el medio ambiente, lo que se conoce como eutrofización cultural (Dolbeth *et al.* 2003). Así, 30 - 40 % de los lagos y embalses del mundo son eutróficos y la tendencia es al aumento. En la figura 1, se puede observar que este proceso afecta a numerosos lagos del planeta.

En México, 73 % de los cuerpos acuáticos presentan deterioro con distinta magnitud (WWF 2009), son ejemplos los ríos Balsas, Pánuco y Santiago, Muy Alta; Grijalva-Usumacinta y Papaloapan, Alta y; Coatzacoalcos y Tonalá, Baja Alteración (Garrido *et al.* 2010).

El Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA 2007) considera que los ríos Coatzacoalcos y Blanco (ambos en Veracruz), son dos de los ríos más

contaminados del país y especialmente el segundo, que ha salido en listas a nivel mundial por su alto grado de contaminación.

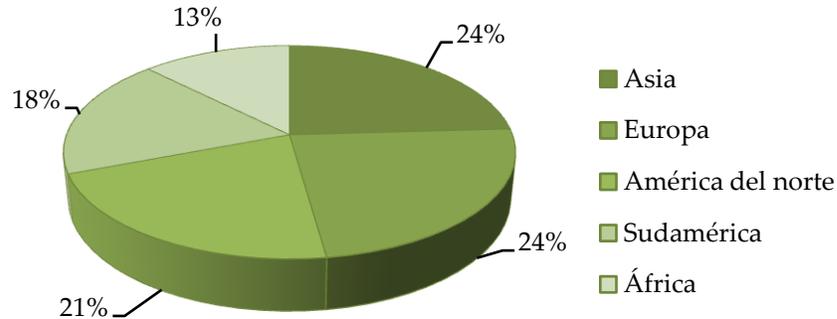


Figura 1. Eutrofización de lagos y embalses

*No considera al continente Australiano. Con base en los datos de ILEC 2008.

Los impactos indirectos corresponden al inadecuado manejo territorial de las cuencas: deforestación; fraccionamiento de ecosistemas por cambios no planificados del uso de la tierra; crecimiento urbano y desarrollo de infraestructura carretera, que también afectan gravemente la cantidad y calidad de agua disponible (Rosenberg *et al.* 2000).

Así, todos estos impactos afectan negativamente a los ríos: disponibilidad del agua; cambios en la diversidad y abundancia de las especies a causa del enriquecimiento de materia orgánica e inorgánica (Barrón *et al.* 2003); degradan el hábitat ripario y de sus procesos ecológicos básicos lo que pone en riesgo la supervivencia de la flora y fauna nativas.

Por tal motivo este trabajo pretende: i) analizar los contaminantes que generan las actividades productivas e industriales mediante revisión bibliográfica y ii) establecer sus efectos en la integridad ecológica de los ríos.

I.2. MÉTODO

Este trabajo parte de la idea que las industrias y actividades humanas que vierten directa o indirectamente sus aguas residuales en los ríos, alteran su integridad ecológica. En algunos países, se establecen límites permisibles de contaminantes en dichas aguas, más no se prohíben como es el caso de México y aún así, se realizan vertidos ilegales que carecen de un tratamiento previo.

En consecuencia, cambian las propiedades fisicoquímicas del agua, alteran el equilibrio de los ecosistemas acuáticos y con ello, las formas de vida que sustentan. Los efectos varían de acuerdo con la tolerancia de las especies y a las propias características de los organismos.

La metodología abarcó dos fases: 1) se determinaron los contaminantes que generan 32 actividades humanas e industrias en México y; 2) se determinaron sus efectos en el agua, flora y fauna acuáticas, mediante la revisión bibliográfica de investigaciones llevadas a cabo.

I.3. RESULTADOS

I.3.1 Contaminantes de las aguas residuales de industrias y actividades productivas

El deterioro de los ríos se debe principalmente a las extracciones de agua y a la contaminación. En este sentido, se conocen en el planeta casi 23 millones (M) de sustancias orgánicas e inorgánicas (salvo proteínas y nucleótidos; CAS 2004) de las que se comercializan casi un tercio y de éstas, solo se regulan 230 000 y en algunos países (Daughton 2004). En México se producen menos de 3000 pero representan 90 % del total que se distribuye. Así, los diferentes sectores industriales y las

actividades humanas, liberan al medio ambiente gran parte de estas sustancias, las que no requieren persistir largo tiempo para causar efectos negativos, ya que su continua inserción compensa la velocidad con la que se transforman o remueven (Damià 2003). Este es el caso del agua, que debido a su propiedad de solvente universal, es el vehículo de muchos contaminantes aunque, se carece de estudios sistemáticos que determinen el nivel de riesgo para la salud humana y los ecosistemas, a excepción de un número reducido (Yarto *et al.* 2004b).

Es utópico tratar de describir el universo de sustancias químicas que contaminan el agua, por lo que este trabajo se centra en 32 fuentes de contaminación: industrias y actividades productivas que vierten sus aguas residuales en los ríos, las que se clasificaron en cuatro grupos según la naturaleza de sus efluentes: orgánica, inorgánica, combinada y térmica. Es importante mencionar, que al tipificar a un sector dentro de un grupo específico, no significa que sus efluentes contengan exclusivamente contaminantes de ese tipo. Se consideraron los siguientes criterios:

- Efluentes orgánicos: contienen sustancias formadas por moléculas de carbono e hidrógeno, no polares y de escasa solubilidad en agua. Proviene de desechos domésticos; de humanos y animales; agrícolas; rastros; procesamiento de alimentos y de productos industriales de origen natural como hidrocarburos, aceites, grasas, tinturas; sintéticos como pinturas, herbicidas, insecticidas, detergentes y; de la erosión del suelo.
- Efluentes inorgánicos: incluyen diversos productos disueltos o dispersos en el agua cuyo origen son las descargas domésticas, agrícolas e industriales y la erosión del suelo. Se distinguen cloruros, sulfatos, NO_3^- y carbonatos aunque también son importantes los desechos ácidos, alcalinos y gases

tóxicos disueltos en el agua como los óxidos de azufre, de nitrógeno, cloro, amoníaco, sulfuro de hidrógeno, nitratos y fosfatos.

- Efluentes térmicos: aguas residuales con temperaturas superiores a la ambiental.

Grupo I: fuentes de contaminación con efluentes orgánicos

Las industrias alimentarias, actividades agropecuarias, agricultura y pulpa y papel forman parte de este grupo. Sus principales contaminantes son NO_3^- , PO_4^- , sólidos suspendidos totales (SST), materia orgánica (MO) y coliformes fecales. Los parámetros fisicoquímicos del agua que más se afectan son demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), oxígeno disuelto (OD), pH, acidez y turbidez (Cuadro I).

El sector alimentario abarca siete industrias de las cuales, la cárnica y derivados muestra mayor diversidad de contaminantes, seguido por la de lácteos y conservas. Esto coincide con reportes del IMTA (2001), que además señala que las propiedades del agua que más se afectan son, en orden de importancia: DBO_5 , coliformes totales y fecales, demanda química de oxígeno (DQO), SST, grasas, aceites, MO (fermentados, azúcares, féculas y carbohidratos) y sólidos no disueltos (huesos, cáscaras y hojas).

Dicho sector en México ocupa un volumen de agua anual de 435 Mm^3 (equivalente al suministro de una población de seis M de habitantes), de los que se abastecen 214 Mm^3 : lácteos (33 %); conservas (29 %); panadería (18 %); molienda de cereales (11 %); aceites y grasas comestibles (3 %); cárnicos (1 %); confitería y chocolate (1 %). Tras el uso de agua en los diferentes procesos (lavado de materia prima, envases, equipos y pisos; generación de vapor para precocido y cocimiento;

Cuadro I. Grupo I. Industrias y actividades con efluentes principalmente orgánicos

Industria / contaminante	Temperatura	Turbidez	Sabor	Color	Sólidos suspendidos	Sólidos	Sólidos disueltos	pH	Acidez	Alcalinidad	DBO ₅	DOO	Oxígeno disuelto	Nitritos	Nitratos	Amonio	Amoníaco	Fosfatos	Cloruros	Potasio	Materia orgánica	Grasas	Otros agentes contaminantes	Fuente	
Industria Alimentaria:																									
- Cárnica y derivados		x	x		x		x	x	x			x	x				x	x	x	x	x	x		Salmonella	D,F
- Láctea			x		x	x		x	x			x	x	x				x		x	x	x		N, ácidos, álcalis, grasas, aceites, proteínas, carbohidratos.	G
- Conservas	x	x	x		x			x	x	x		x										x			F
- Azucarera	x								x		x		x				x	x				x		Sulfuros, aminoácidos, proteínas, cachaza, vinaza, gabazo.	D,F
- Vinícola - alcoholeras	x	x			x	x		x	x															Fluoruros, etanol, glicerol, glucosa, polifenoles y ácidos tartárico, málico, láctico, acético.	F
- Pesca			x						x		x		x					x		x					F
- Cervecera			x						x				x						x			x		Mg, Na, Ca, carbonato de calcio, cloruro de calcio, sulfuros.	F
Actividad agropecuaria*		x			x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x				x			B, C, F
Pulpa y papel		x		x	x					x		x												Cr, Hg, alquilfenoles, organoclorados, celulosa, sales de Al.	A, E
Agricultura		x							x				x			x		x						As, fenoles	D

*Crianza y aprovechamiento animal y forestal; A) Becerril 2009; B) CEPIS-OPS 2004; C) CNA-IMTA 2002; D) Jiménez 2005; E) Mitra 1986; F) Seoáñez 2002; G) Valencia y Ramírez 2009.

llenado de envases y enfriado), se descargan 185 Mm³ de aguas residuales al año (202 000 t de DBO₅, 151 000 t de SST y 26 000 t de grasas y aceites (IMTA 2001).

En el planeta, la industria del papel es la principal fuente de contaminación a los cuerpos de agua, por compuestos organoclorados, de los que se conoce alrededor de 10 % (300 agentes que incluyen dioxinas, furanos, clorofenoles y bencenos dorados). Aunque en la actualidad se aplican procesos para tratar las aguas residuales, resultan ineficaces para la inactivación de tales compuestos, los que por lo general, permanecen hasta en 70 %. En México la industria del papel vierte a los ríos 950 000 t de organoclorados (Greenpeace México 2013).

La agricultura es la principal fuente de contaminación difusa en todo el mundo (Ceccon 2003), ya que el uso excesivo de fertilizantes y agroquímicos, aporta cantidades importantes de NO₃⁻, PO₄⁻ y compuestos inorgánicos a los sistemas acuáticos.

Además, la falta de uso de prácticas de conservación de suelo, así como la tala de árboles para la apertura de nuevas zonas agrícolas, favorece la erosión y ésta, el transporte de sedimentos a los sistemas fluviales. En México se deforestan más de 600 000 ha/año de superficies boscosas a causa de actividades agropecuarias (60 %), incendios forestales (20 %), tala inmoderada (4 %) y urbanización (CNA 2004); además, 64 % del suelo está degradado.

Grupo II: fuentes de contaminación con efluentes inorgánicos

Este grupo lo conforman 16 industrias: abrasivos, automotriz, cloro y sosa cáustica, construcción, cosmética, explosivos, fertilizantes, metalúrgica, minería, naval, pila y baterías, pinturas, barnices, tintas, plaguicidas, plásticos, química orgánica y vidrio (Cuadro II).

Cuadro II. Grupo II: industrias con efluentes inorgánicos

Industria / contaminante	Color	Sólidos sedimentables	pH	Acidez	DBO ₅	DQO	Nitratos	Amoníaco	Aluminio	Arsénico	Bario	Cadmio	Cianuro	Cromo	Fluoruros	Mercurio	Molibdeno	Níquel	Plata	Plomo	Selenio	Zinc	Ácido sulfúrico	Uranio	Vanadio	Aceites	Grasas	Hidrocarburos	Otros agentes contaminantes	Fuente
Minería	x	x								x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x						Metales pesados, sulfuros y materia orgánica.	B, D, E, H	
Automotriz	x	x	x						x			x		x				x		x		x			x	x	Cr-IV, Zn, Mn, Ni, fosfatos, hidróxido de potasio, ésteres de fosfato, ácido difosfórico, ácido glucónico, sales de titanio, fluoruro inorgánico, sesquicarbonato de sodio, fosfato de zinc, fosfato de magnesio, polímeros de propileno y polietileno tripoli fosfato de sodio, ácido fosfórico, nitrato de zinc, nitrato de sodio, difluoruro de hidrógeno, trietanol amina, ácido nítrico y ácido hidrofluozincúrico.	C, D		
Química inorgánica							x	x					x		x	x	x	x	x	x	x	x					Mn, P, amonio, ácido sulfhídrico y compuestos de los primeros elementos.	Lib, E		
Pinturas, tintas barnices,											x	x		x		x	x			x	x	x		x			Co, Sn, Ti, compuestos organoestánicos de estos elementos.	B, C, G, H		
Vidrio	x				x	x												x	x	x	x			x			Dextrinas, resinas fenólicas.	D, G		
Fertilizantes							x						x		x							x		x			Fosfatos	B, C, D, G		
Plaguicidas										x									x		x				x		Carbamatos, organofosforados y clorofenoles, alquilfenoles.	B, C, D, G		
Cloro y sosa cáustica	x		x	x	x																						Sulfatos, cloruros.	F		
Pilas y baterías												x						x		x		x					Li, dióxido de manganeso, cloruro de amonio, cloruro de zinc, plástico, láminas, hidróxido de potasio, hidróxido de sodio, óxido de plata, óxido de litio-cobalto, ácido sulfúrico, carbón.	A		
Abrasivos	x				x	x																					Sb, formaldehídos, gelatinas, disolventes.	D		
Construcción	x	x							x																		Fe, Cu, bronce.	Lib, E		
Cosmética						x	x				x																		B	
Explosivos	x		x																								Compuestos no biodegradables.	C		
Plástico													x			x	x										Sb, Alquilfenoles.	B, C, D		
Naval	x																										Petróleo, productos químicos, disolventes.	Lib, E		

A) Castro y Díaz 2004; B) CEPIS-OPS 2004; C) CNA-IMTA 2002; D) Jiménez 2005; E) May *et al.* 2001; F) Mitra 1986; G) Rodríguez-Mercado y Altamirano-Lozano 2006; H) Yarto *et al.* 2004a.

Se caracteriza por efluentes con contaminantes químicos no biodegradables, entre los que destacan por su impacto ecológico, los metales pesados, ácidos y SST. Es difícil precisar la composición química y los volúmenes de agua residual que genera cada industria, esto porque no hay información ni estudios suficientes en el país.

La minería es una de las principales actividades económicas en el país, que suministra insumos a otras industrias (construcción, metalúrgica, siderúrgica, química y electrónica). Ocupa un volumen de 93 Mm³/año de agua en los diferentes procesos metalúrgicos: flotación y lixiviado, molienda, abatimiento de polvo en frentes de explotación y caminos, instalaciones sanitarias y abastecimiento de agua potable en campamentos. Esta industria en el país es básicamente metálica y se dedica producir Cu, Zn, Ag y Pb.

La industria automotriz es la segunda más importante en México, detrás de la petrolera. El mayor volumen de efluentes se generan en el proceso de pintura, donde se producen aguas alcalinas y ácidas (Koyba *et al.* 2009) que conllevan Cr-VI, PO₄, NO₃ y diversos tipos de ácidos.

La industria química nacional utiliza alrededor de 100 000 sustancias químicas en diversas actividades productivas y menos de 2000 son peligrosas (SEMARNAT 2006).

En la actualidad, este sector y la Petroquímica, aportan la mayor cantidad de insumos químicos necesarios para la industria secundaria del país, tan solo en 2006 se produjeron 19.6 M de t, 40.5 % correspondió a petroquímicos de Petróleos Mexicanos, PEMEX.

En la industria del vidrio, la demanda de agua se presenta en los procesos de refrigeración de compresores generadores de aire comprimido, de los grupos diesel utilizados en parte para la generación de electricidad, tanques de enfriamiento para el vidrio sobrante y transformación posterior del vidrio mediante esmerilado, brocado, etc. Se estima que el consumo de agua de una vidriería tendría que ser inferior a 1 m³/t de vidrio producido.

En el periodo 1960-2003, se liberaron en el territorio nacional 635 000 t de pilas, cuyos contenidos de riesgo fueron: 145 918 t de dióxido de manganeso; 1232 t de mercurio; 22 063 t de níquel; 20 169 t de cadmio y 77 t compuestos de litio, pero estas cantidades equivalen a 30 % del volumen total de residuos tóxicos que se generan cuando se desechan las pilas, más no en su elaboración.

Es decir, cuando las pilas se arrojan con otros residuos domiciliarios a tiraderos a cielo abierto, rellenos sanitarios, terrenos baldíos o cauces de agua, las pilas sufren la corrosión de sus cubiertas, se produce el derrame de los electrolitos internos de las pilas y entonces se liberan metales pesados al ambiente (Castro y Díaz 2004). Se sabe que una pila de Hg puede contaminar 600 000 l de agua; una de zinc-aire, 12 000 l; una de óxido de plata, 14 000 l; una alcalina, 167 000 l y una de carbón-zinc, 3000 l (Greenpeace 2005).

La industria del concreto consume 236 M de l de agua potable (22 % de la demanda diaria); para elaborar 1.43 Mm³ de concreto en el Distrito Federal (Vázquez *et al.* 2001), por lo que también genera volúmenes importantes de aguas residuales.

Grupo III: fuentes de contaminación con efluentes combinados

Los parámetros fisicoquímicos del agua que más se afectan por este grupo son DBO₅, OD, pH y turbidez, a causa de aportes de SST, MO, grasas, hidrocarburos, metales pesados y coliformes. Las descargas municipales y los Sitios de Disposición Final (SDF), presentan mayor variedad de contaminantes (Cuadro III). Por el primer concepto, se generan en México 7.49 km³/año de aguas residuales, equivalentes a 2.02 M de t DBO₅/año; se tratan 2.78 km³/año y así se eliminan 0.61 M t/año de DBO₅ (CONAGUA 2010).

En el caso de los SDF, la contaminación puede ocurrir por escurrimientos de lixiviados o bien, porque los lodos que se obtienen en sus plantas de tratamiento, se vierten directamente y de manera ilegal en los ríos. En consecuencia, es difícil estimar las cantidades de contaminantes que por estas vías se llegan a los cuerpos de agua.

La industria textil necesita gran variedad de materias primas, químicos y 200 t de agua para fabricar solo una t de producto, según el método que utilice. Las operaciones que contribuyen a la descarga de efluentes son: lavado, tintura, estampado y acabado, cuya composición varía con el proceso, aunque se estima que se desecha 50 % del total del producto químico que se utiliza (Garcés *et al.* 2005).

Se distingue a los colorantes, ya que son muy solubles en agua y poco biodegradables, se estima que la producción mundial de tintes y colorantes es de 700 000 t/año, mientras que 10-15 % se desecha en los efluentes por los procesos de lavado y teñido (Garcés *et al.* 2005).

Cuadro III. Grupo III: industrias con efluentes combinados

Industria / contaminante	Temperatura	Turbidez	Sabor	Olor	Color	específica	pH	Acidez	Alcalinidad	DBOs	DQO	Oxígeno disuelto	Amoníaco	Fosfatos	sulfatos	Arsénico	Cromo	Cianuro	Cobre	Cromo	Fenoles	Mercurio	Plomo	fecales	Otros agentes contaminantes	Fuente
Descarga municipal		x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	Nitratos, nitritos, amonio, fosfatos, cloruros, carbonatos, bicarbonatos	B, C, D
SDF	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x		x	x			x	x	x	x	x	x	Fe, Mn, Al, Ni.	B, C, D, E
Textil y piel	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x				x		x	x		Taninos, colorantes, ácido acético y fórmico, cal, carbonato sódico, cloruro sódico, sulfuro sódico, ácido sulfúrico, sulfato amónico, sulfato de cromo, grasas, alcohol, sales, estiércol y tierra procedentes de pieles sucias, materia orgánica disuelta procedente de grasas, pelo, queratina, restos de carne, piel y proteínas, disolventes, alquilfenoles, ftalatos, retardantes de llama bromados y clorados (difeníléteres polibromados), colorantes azoicos, compuestos organoestánicos, perfluorados, clorobencenos, disolventes clorados, clorofenoles, parafinas cloradas de cadena corta, amoniaco.	A, B
Petróleo										x			x		x						x		x		Se, V, materia orgánica, amoniaco, hidrocarburos, aceites, fenoles, sulfuros, sosa.	C

SDF, Sitios de disposición final de residuos sólidos; A) Ambientum, 2003; B) CEPIS-OPS, 2004; C) CNA-IMTA, 2002; D) Jiménez, 2005; E) Rodríguez-Mercado y Altamirano-Lozano, 2006.

En el caso de los alquilfenoles, se vierte al medio acuático 60 % de su producción anual mundial, la cual se estima en 500 000 t (Solè *et al.* 2000), aunque dicho valor también incluye las descargas de otras industrias: papel y celulosa, recubrimientos, plaguicidas agrícolas, aceites, combustibles, lubricantes, metales y plásticos. La industria textil nacional genera 160 m³/s de aguas residuales, solo recibe tratamiento 13 % y con el único fin de eliminar la MO, sin considerar, eliminar la toxicidad.

El curtido de pieles genera aguas residuales con alto contenido de MO, SST, salinidad, grasas y contaminantes específicos como Cr, sulfuros y amoníaco, aunque esto depende del método que se utilice. En México, 80 % de las industrias aplican el método curtido al Cr, cuya concentración promedio en los efluentes es de 3-10 g Cr³⁺/l, (Alvarez *et al.* 2004).

Solamente 1 % de las plantas curtidoras cuentan con instalaciones adecuadas para el tratamiento de las aguas residuales (CIC 1996), mientras que aquellas que se encuentran en las ciudades descargan al alcantarillado municipal, generalmente sin algún tratamiento previo.

La contaminación por petróleo crudo o refinado se genera accidental o deliberadamente en ríos, mares y océanos, se estima que 3800 M de l/año entran a los océanos como resultado de las actividades humanas: 22 %, descargas operacionales intencionales de los barcos; 12 %, derrames de buques; 36 %, descargas de aguas residuales y; 8 %, fuentes naturales; (Suchanek 1993).

Grupo IV: fuentes de contaminación con efluentes térmicos

Este grupo se conforma por industrias generadoras de energía tales como hidroeléctricas, termoeléctricas y plantas nucleares (Cuadro IV), cuyo principal impacto

en los cuerpos acuáticos es la descarga de agua con alta temperatura y sin tratamiento, la que se utilizó previamente en sus sistemas de enfriamiento. También se encuentran metales y material radiactivo como Sr-90, Cs- 137, I-131 y U, por lo que es un sector fuertemente agresivo con los sistemas fluviales.

Cuadro IV. Grupo IV industrias con efluentes de refrigeración

Industria / contaminante	Temperatura	Aluminio	Bario	Berilio	Cobre	Mercurio	Selenio	Sr-90	Cs-137	I-131	Uranio	Fuente
Eléctrica	x	x	x	x	x	x	x					A, B
Energía nuclear	x							x	x	x	x	A

A) Jiménez, 2005; B) Yarto *et al.* 2004a.

En el año 2009, la industria hidroeléctrica empleó un volumen de agua de 136.1 miles de Mm³ para producir 11.3 % de la energía eléctrica total del país, mientras que otras industrias (centrales de vapor duales, carboeléctricas, de ciclo combinado, de turbogas y de combustión interna), ocuparon 4077.9 Hm³ de agua (CONAGUA 2011).

En el país, el consumo real de agua suma 72 000 Mm³/año, se destina 72 % para agricultura (6.3 M de ha); 13 %, al uso público urbano; 5 %, al pecuario; y 10 %, a la industria. La CONAGUA (2010) estima que el agua residual industrial que se generan en el país equivale a 6.01 km³/año y contiene 6.95 M de t de DBO₅/año; únicamente se procesan 1.16 km³/año en los sistemas de tratamiento, lo que permite remover 1.33 M de t DBO₅/año. Sin embargo, el volumen total de agua residual asciende a 6700 Hm³ y se estima que incrementará a 9200 Hm³ para el año 2030, del que solo se trataría 38 %, de acuerdo con el nivel requerido por la normatividad.

Conforme a la CONAGUA (CNA 2004) y Escalante (2003), las industrias que registran mayores volúmenes de descarga son: actividades agropecuarias (39.6%),

azucarera (27%), petrolera (6.6%), servicios (6%) y química (4%). La industria autoabastecida (toma el agua que requiere directamente de los ríos, arroyos, lagos o acuíferos del país) genera una DBO₅ tres veces mayor a la que producen 100 M de habitantes; la azucarera produce más cantidad de MO; la petrolera y la química, producen los contaminantes de mayor impacto ambiental (Carabias *et al.* 2005), mientras que las actividades agropecuarias prácticamente no aporta contaminación.

Esto permite visualizar la situación ambiental de los cuerpos de agua en el país, la que describe la CONAGUA: 5 % con calidad excelente; 22 % condiciones aceptables con tratamiento previo; 49 % poco contaminado; 24 % alto grado de contaminación y solo para uso indirecto.

I.3.2. Efectos de los contaminantes en la integridad ecológica de los ríos

Una vez que llegan los contaminantes al río, se modifican los parámetros fisicoquímicos del agua: transparencia, temperatura, disponibilidad del OD, pH, conductividad eléctrica, DQO, DBO₅, etc. Pero estos cambios dependen de las condiciones climáticas, de la cantidad y concentración de los contaminantes, posibles sinergismos o antagonismos e incluso, de la época del año.

Finalmente, la biota acuática es el receptor de dichos cambios y exhibe los efectos de los vertidos, inclusive tiempo después de que los valores de los parámetros fisicoquímicos regresan a la normalidad, ya que su estructura funcional integra el efecto de muchos factores ambientales y requiere además, cierto tiempo para recuperarse tras sufrir una perturbación (Cuadro V).

La alteración de la estructura de una comunidad con respecto a las condiciones naturales puede ser indicativa de un disturbio del pasado y que aún repercute en la

comunidad. Un análisis físico-químico puntual del agua equivaldría a la fotografía del río en un momento dado, mientras que el análisis de una comunidad biológica sería la “película” de lo que le ha sucedido durante un tiempo determinado hasta la fecha (Alonso y Camargo 2005).

Así, la biota acuática es excelente integradora de la calidad del agua en un periodo extenso de tiempo al responder a episodios cortos pero recurrentes de contaminación. Cuando se presenta una perturbación moderada, aparecen especies tolerantes y disminuyen las intolerantes, además de un aumento de depredación. Con perturbaciones altas, desaparecen las especies intolerantes y las ramas alimenticias se hacen cada vez más lineales.

Si la perturbación es demasiado alta, persisten pocas especies pero en gran número, mientras que en situaciones extremas, solo se encuentran microorganismos como bacterias, ciliados y algas (Roldán 1999). A continuación, se presentan los efectos parciales del cambio de parámetros físicoquímicos en la integridad ecológica de los ríos:

Temperatura. Juega un papel importante en la distribución, periodicidad y reproducción de los organismos, por lo que es el factor de mayor peso en la riqueza y composición de especies de invertebrados acuáticos (Jacobsen *et al.* 1997). La contaminación térmica incrementa la solubilidad de ciertos compuestos químicos, aumenta la evaporación del agua y disminuye la solubilidad de los gases como el OD (Justic *et al.* 1996). Su aumento acelera la velocidad de reacción del metabolismo lo que favorece la putrefacción, en tanto que los organismos acuáticos elevan su tasa de respiración, consumen más alimento y oxígeno; se incrementa la susceptibilidad a enfermedades, parásitos y productos químicos tóxicos.

Así, un cambio en la temperatura puede conducir al fin de una especie y favorecer a otra que estuvo cerca de la descarga de la fuente o bien, atraer a otra especie (Sawidis 1997). Por otro lado, la relación altitud- temperatura en condiciones normales varía la estructura de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos, donde un río con adecuada auto-depuración puede mejorar su calidad en zonas más bajas, pese a la influencia de una contaminación rutinaria (Giacometti y Bersosa 2006).

Sedimentos suspendidos totales (SST). Los materiales en suspensión se relacionan con la turbidez del agua, influyen en la penetración de la luz, limitan el crecimiento del fitoplancton (O'Farrell *et al.* 2002), reducen la fotosíntesis y la producción biológica, interrumpen las cadenas tróficas, destruyen los lugares de alimentación y reproducción de peces y obstruyen y cubren lagos, represas, ríos y bahías.

Sin embargo, la turbidez también se debe a la concentración de seres vivos, lo que refiere a la alta productividad del sistema. Los sólidos transportan plaguicidas, bacterias y metales tóxicos, afectan hábitats sensibles (campos de desove y fuentes bentónicas de alimentos) y el tejido blando de los peces (agallas).

pH. La mayoría de los microorganismos y peces se desarrollan adecuadamente en un rango de 6.5 - 8.5, fuera de esos límites el agua deja de ser un medio propicio para el desarrollo de la vida. Valores de pH ácidos se pueden deber a la descomposición de importantes descargas de MO (Del Giorgio *et al.* 1991), en cuyas condiciones se disuelven los metales pesados mientras que con pH alcalinos precipitan.

DBO₅ y DQO. Estos parámetros se utilizan como medidas de referencia de la contaminación: valores altos indican gran cantidad de materia susceptible de ser consumida u oxidada por bacterias en un periodo de cinco días y, de material oxidativo

(pero no biodegradable), respectivamente. En el cuadro V, se describen los efectos de algunos contaminantes que afectan la integridad de la biota de los ríos.

Cuadro V. Agentes contaminantes y sus efectos parciales en la integridad ecológica de los ríos

Contaminantes	Toxicidad/ Bioacumula/ Referencia		
Aluminio (Al): Alta concentración cambia el pH del agua; afecta a especies acuáticas sensibles.	No	No	G
Antimonio (Sb): No es esencial para la vida. Muy tóxico, de comportamiento similar al As. La mayoría de sus compuestos no son bioacumulables en la vida acuática.	Sí	No	G
Arsénico (As): Presente en el agua en forma natural. La vida acuática es sensible a los compuestos arsenicales, en los invertebrados acuáticos (mejillones, crustáceos y moluscos), su absorción es directamente proporcional a su concentración en el medio; no se bioacumula en peces ni en la cadena alimenticia. Si aumenta la concentración de compuestos nocivos de As, los peces se desarrollan anormalmente, se reduce la capacidad de aclimatación a cambios de temperatura y salinidad.	Sí	No	A, B, P
Azufre (S): Componente natural del agua en forma de ión sulfato (SO_4^{2-}). Alta concentración no es tóxica, pero otorga mal sabor. El sulfuro de hidrógeno (H_2S) es muy tóxico a pH ácidos, incluso para bacterias pero disminuye a pH básicos.	‡	No	G
Berilio (Be): Tóxico para la fauna acuática.	Sí	ND	L, Q
Cadmio (Cd): toxicidad variable en organismos acuáticos; los de agua salada resisten más el envenenamiento. Se acumula en hígado, riñones y tracto gastrointestinal, causa problemas en agallas y riñones, pobre mineralización de huesos, anemia, crecimiento retardado, desarrollo y comportamiento anormal. Se bioacumula en mejillones, ostras, gambas, langostas y peces. Interacciona con el metabolismo del Ca y provoca hipocalcemia en peces; los efectos subletales son malformaciones en la espina dorsal. El embrión y la larva son más susceptibles. En invertebrados, los efectos subletales son en crecimiento, reproducción y modificaciones estructurales en branquias. En anfibios, tiene efectos teratogénicos.	Sí	Sí	D, G

‡; Tóxico según compuesto; ND, No disponible.

Cuadro V. Continuación...

Contaminantes	Toxicidad/ Bioacumula/ Referencia		
Cobre (Cu): Esencial en el metabolismo de microalgas, pero en alta concentración provoca desbalance metabólico. En fitoplancton se inhibe el crecimiento y ocurren cambios morfológicos; los peces son sensibles, se afectan indirectamente cuando el Cu actúa como alguicida y elimina la capacidad de captación de oxígeno del agua, lo que disminuye su disponibilidad. Produce lesiones morfológicas en los órganos sensoriales, olfativos y cambios en las córneas lo que sugiere un trastorno del sistema visual. Los peces y crustáceos son 10-100 veces más sensibles que los mamíferos y las algas, 1000 veces más sensibles.	Sí	ND	R
Cromo (Cr): Normalmente presente en aguas superficiales. El Cr-VI es tóxico, fácilmente atraviesa la membrana celular y se acumula en la vida acuática. Estos complejos pueden estar en suspensión e incorporarse a los sedimentos. La toxicidad del cromo trivalente (Cr ³⁺) en aguas naturales es menor que la toxicidad del Cr-VI. En los ríos, el Cr se adsorbe y acumula en los sedimentos, por lo que también constituye un peligro potencial de intoxicación.	Sí	Sí	F
Estaño (Sn): El Sn metálico es poco tóxico para la fauna acuática, contrario a sus formas orgánicas: tributilestaño (TBT), altera el desarrollo sexual de caracoles marinos; el dibutilestaño (DBT) es más tóxico en peces que el TBT.	Sí	ND	K
Flúor (F): Los organismos acuáticos son relativamente sensibles a los compuestos de F, los que alteran su crecimiento, actividad o supervivencia.	Sí	ND	G, Q
Fósforo (P): Presente en aguas naturales como PO ₄ ⁻ (ortofosfatos, fosfatos condensados y compuestos organofosfatados). Esencial para reproducción y síntesis de nuevos tejidos celulares de organismos acuáticos, limita el crecimiento de plantas y fitoplancton. Su exceso en cuerpos de agua estimula el crecimiento de macro y microorganismos fotosintéticos en cantidades nocivas, lo que induce a la eutrofización.	No	No	G
Hierro (Fe): Interviene en la fisiología de vegetales y en el metabolismo de peces y otros animales. Su carencia en plantas disminuye la clorofila (clorosis, aspecto amarillento de las hojas); en algas verdes, repercute en los peces vegetarianos y omnívoros; en peces, provoca la aparición de micosis que se fijan en las mucosas, ojos, branquias y aletas. Su exceso en el agua, con pH elevado y muy oxigenado, forma partículas de óxido que obstruyen branquias en peces y afectan su respiración.	Sí	No	Q

Cuadro V. Continuación...

Contaminantes	Toxicidad/ Bioacumula/ Referencia		
Manganeso (Mn): Esencial para la vida animal, funciona como un activador enzimático, pero en grandes dosis en el organismo puede causar daños en el sistema nervioso central.	Sí	Sí	G
Mercurio (Hg): Se encuentra básicamente en forma inorgánica, pasa a la orgánica por acción de microorganismos de los sedimentos. La forma más peligrosa es el metilmercurio (CH ₃ Hg) ya que los animales lo acumulan más rápido de lo que lo excretan, razón por la que se biomagnifica en la cadena trófica. Sus efectos son neurotóxicos, genotóxicos y reproductivos en peces; y baja capacidad de fotosíntesis en algas.	Sí	Sí	F, Q
Molibdeno (Mo): Altas concentraciones (> 50 mg/l) tienen efectos adversos sobre el crecimiento y supervivencia de los organismos acuáticos. Efectos subletales a 0.79 mg/l.	Sí	ND	J
Níquel (Ni): Se puede acumular en vida acuática, pero no se magnifica en la cadena trófica.	Sí	Sí	Q
Nitrógeno (N): Esencial para el desarrollo de animales y plantas acuáticas. Se encuentra en aguas superficiales en forma de amoníaco (NH ₃), nitritos (NO ₂ ⁻), nitratos (NO ₃ ⁻). Limita el crecimiento algal junto con el fósforo, se relaciona con problemas de eutrofización.	No	No	G
Oxígeno (O): La fauna acuática consume el OD a una velocidad superior a su remplazo desde la atmósfera, por lo que los organismos compiten por él y afectan su distribución. En sequía disminuye el caudal de los ríos y también el OD disponible, se incrementa su consumo contrario a la época de lluvias. Algo similar ocurre en el día y la noche, ya que los organismos consumen oxígeno las 24 horas y la fotosíntesis solo se realiza durante el día. La hypoxia es manifestación de toxicidad y surge también, en la descomposición de la MO. Altera el ritmo cardíaco, la ventilación, provoca tos creciente y anemia.	Sí	No	C, G, O
Plata (Ag): No es componente de aguas naturales. En general, la extracción de oro y plata se vincula con niveles altos de cianuro, el cual es tóxico para la vida acuática.	Sí	ND	F
Plomo (Pb): Tiene distintos efectos: en peces, ennegrecimiento de aletas y curvatura espinal (reversibles salvo casos muy agudos, pero disminuye su toxicidad al aumentar la dureza del agua). Los invertebrados más sensibles son los crustáceos; no hay efecto de la dureza del agua.	Sí	Sí	E, G

Cuadro V. Continuación...

Otros contaminantes	Toxicidad/ Bioacumula/ Referencia		
Selenio (Se): Esencial para seres humanos y animales, tóxico en alta cantidad. Causa daño al sistema nervioso, fatiga e irritabilidad.	Sí	Sí	L
Uranio (U) y elementos radioactivos Sr-90, Cs-137, I-131: Afectan la vida acuática y humana en la alteración de la tasa normal de mutación genética, también causan cáncer.	Sí	ND	H
Vanadio (V): Micronutriente de varias especies marinas y terrestres, elemento en la síntesis de clorofila de organismos fotosintéticos. Participa en procesos biológicos en forma de anión o catión. Toxicidad variable en fitoplancton, invertebrados y peces.	Sí	No	Q
Zinc (Zn): Esencial en el metabolismo de microalgas, pero tóxico en altas concentraciones; provoca cambios morfológicos e inhibe el crecimiento en fitoplancton. En concentraciones subletales, desestabiliza el ADN, membranas, lisosomas y ribosomas, e interacciona con otros iones metálicos esenciales como Ca, Mg, Cu y Fe. Su toxicidad aumenta en pH bajos, con baja concentración de OD y temperatura elevada: dañan células epiteliales en branquias (mortal). La intoxicación por Zn reduce el glucógeno, proteínas y lípidos en tejidos, el hígado de los peces es más sensible. La exposición a Zn disminuye el contenido calorífico y se incrementa la tasa metabólica de los peces. Se bioacumula en los tejidos e intoxica, baja fertilidad, daño celular y tisular, muerte celular y disfunción de varios órganos y sistemas.	Sí	Sí	M, N
Alquiflenoles: Son tóxicos para la vida acuática, persistentes en el medioambiente y biocumulativos en los tejidos corporales. Son similares a las hormonas naturales como el estrógeno; causa problemas hormonales de carácter sexual en algunos organismos (por ejemplo, la feminización de peces).	Sí	Sí	
Aceites y grasas: Compuestos orgánicos y tóxicos, forman películas flotantes en el agua que impiden la penetración de la luz y la transferencia de oxígeno del aire. Recubren los filamentos de los bronquios de los peces, les causa asfixia aún en baja concentración; en algas, plancton y organismos del lecho, les ocasiona la muerte; en aves y otras especies acuáticas, interfiere en la formación de sus huevos e incubación y destruye los componentes que facilitan la impermeabilidad al agua de las plumas y la piel de las aves.	Sí	ND	G,

Cuadro V. Continuación...

Otros contaminantes	Tóxicidad/ Bioacumula/ Referencia		
<p>Cianuro: No es frecuente en aguas naturales. Su toxicidad aumenta cuando disminuye el OD por debajo del nivel de saturación; su tolerancia aumenta con el incremento de la temperatura de aclimatación. Dosis de 0.1 mg/l tienen efectos negativos en los peces. La concentración crónica de cianuro en presencia de otros contaminantes conduce a antagonismos o sinergismos según los contaminantes involucrados. La concentración del cianuro libre no debe exceder 0.005 mg/l para la protección de la vida acuática en agua dulce.</p>	Sí	ND	E
<p>Fenoles: Indican contaminación, en bajas cantidades cambia las condiciones organolépticas del agua: olor y sabor desagradables.</p>	ND	ND	G
<p>Hidrocarburos: Tóxicos, alteran las propiedades organolépticas del agua. Forman una lámina que flota sobre el agua, la que impide que penetre la luz del sol, el intercambio gaseoso agua- aire y la fotosíntesis. Los organismos primarios se afectan y con ellos, toda la cadena alimenticia. Los efectos varían según la especie: los hidrocarburos del petróleo se adhieren a las branquias del pez y afectan su respiración; destruyen las algas y fitoplancton, y afectan la alimentación y reproducción de la vida acuática en general. También se incorporan a los tejidos vivos y alteran su integridad celular, el daño genético radica en que se intercalan en el DNA y causan cambios genéticos celulares.</p>	Sí	Sí	F, Ñ
<p>Organoclorados: Muchos de estos compuestos resisten la degradación natural y se acumulan a través del tiempo en el ambiente. Afectan la vida acuática ya que se almacenan en los tejidos grasos de los organismos, se bioacumulan a lo largo de la cadena alimenticia. Se distinguen compuestos cancerígenos y mutagénicos.</p>	Sí	Sí	G
<p>Plaguicidas: <i>Carbamatos:</i> toxicidad variable, crustáceos más sensibles que peces. <i>Organoclorados:</i> se bioacumulan y tienen efectos a largo plazo en la fauna acuática. Interfieren en las hormonas sexuales e inhiben las funciones reproductoras y el metabolismo cálcico. Las lesiones principales de toxicidad son en neuronas e hígado, en éste se distingue degeneración, hipertrofia, necrosis, vacuolización y pleomorfismo de hepatocitos y hepatomas. En las láminas branquiales, se nota congestión, edema y separación del epitelio; degeneración de túbulos renales; degeneración y vacuolización de epitelios digestivos, etc. <i>Organofosforados:</i> poco tóxicos, son activos después de ser absorbidos y metabolizados por las plantas.</p>	Sí	Sí	I

Cuadro V. Continuación...

Otros contaminantes	Tóxicidad/ Bioacumula/ Referencia		
Resinas de urea: Dañinas para la vida acuática.	Sí	No	G
Sosa: Peligroso para la vida acuática, aún en baja concentración. Mortal para peces a partir de 20 mg/l.	Sí	ND	F,G

A) Bears et al. 2006; B) Bradl et al. 2005; C) Burton et al. 1972; D) Castañe et al. 2003; E) CCME 1996; F) CEPIS 2001; G) CEPIS-OPS 2004; H) CNA-IMTA. 2002; I) Cuéllar y Cuéllar 2000; J) Eisler 1989; K) Greenpeace 2003; L) Jurado 2003; M) Oliveira et al. 2005; N) Palaniappan y Renju 2009; Ñ) Reeves 2005; O) Tewari y Pant 1987; P) Vicente 2010; Q) WHO 2013; R). Wright Y Welbourn 200. ‡; Tóxico según compuesto; ND, No disponible.

I.4. DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS

Conforme el cuadro V, los contaminantes tienen un amplio espectro de manifestaciones negativas en la integridad del río: afectan las condiciones fisicoquímicas del agua, las que a su vez repercuten en la disponibilidad de elementos necesarios para la vida acuática; aceleran la eutrofización y provocan la sucesión y mortandad de especies. Se distinguen varios efectos, entre ellos la toxicidad a la biota acuática.

De acuerdo a Vicente (2010), la distribución, movilidad, disponibilidad biológica y toxicidad de los elementos químicos no se relaciona con el contenido total de los mismos, sino que dependen de la forma química en la que se encuentren, mientras que Ramamoorthy y Baddaloo (1995) coinciden en que diversos factores pueden modificar los efectos de una sustancia tóxica, como los bióticos y abióticos que se asocian a los organismos y al medio, respectivamente. Por lo tanto, las modificaciones en las concentraciones de las especies en el medioambiente se corresponden en forma directa con los cambios que se pueden producir en su impacto biológico, que pueden ser en forma de toxicidad, deficiencia o incluso en el crecimiento de los sistemas biológicos (Vicente 2010).

Entre las consecuencias más comunes se pueden citar: cambios morfológicos, fisiológicos, reproductivos, inhibidores del crecimiento o mortandad. Del cuadro V, se nota que los elementos tóxicos para la biota acuática son: Sb; As; Be; Cu; Sn; U; los elementos radiactivos Sr-90, Cs-137, I-131; además, aceites, grasas, cianuro y sosa.

Como parte de los efectos negativos de los contaminantes en los ríos, ocurren dos procesos de gran relevancia: la bioacumulación y la biomagnificación. El primer término se refiere al almacenamiento de sustancias químicas en los organismos vivos en valores superiores a los del medio y de sus propios alimentos, mismo que ocurre en hojas y tallos y en órganos animales como hígado, tejido adiposo, riñones y tracto gastrointestinal.

El segundo concepto, implica al primero en la base de la cadena trófica y su ascenso en mayor cantidad, a otros niveles. Existen varios elementos y compuestos que son tóxicos y se bioacumulan: Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, Se, Zn, alquilfenoles, hidrocarburos, organoclorados y plaguicidas (Cuadro V).

Se puede deducir, que en aquellos ríos donde se descarguen aguas residuales inorgánicas (grupos II, III y IV), que son las que suministran metales pesados, es probable encontrar problemas de toxicidad y bioacumulación en la biota acuática. Destacan en este sentido, la Minería, Metalurgia, Petróleo, Plásticos, Pinturas, Barnices y Tintas, entre otros.

No obstante, en los sistemas fluviales pueden ocurrir combinaciones de contaminantes, que incrementan o disminuyen la magnitud de dichos efectos. El sinergismo es el aumento del efecto que se produce por la exposición combinada a dos tóxicos, donde pueden ocurrir dos casos: aditividad, cuyo efecto combinado es igual a

la suma de los individuales y sinergismo de potencia, cuando se produce un efecto mayor que la suma de los parciales, como es el caso de las siguientes mezclas NH₃-Cu (CCME 1996); Zn-cianuro de hidrógeno, con efecto en peces y Zn-Cd, que aumenta la toxicidad del Cd en los invertebrados acuáticos en los que se han observado efectos subletales en el crecimiento y su actividad reproductiva, así como modificaciones estructurales en las branquias (Castañe *et al.* 2003).

Por ejemplo, el crustáceo *Daphnia magna* (pulga de agua) no muestra efectos tras exponerse a concentraciones individuales de Cd y Zn, pero la mezcla de ambos, provoca el decaimiento de su reproducción (Biesinger *et al.* 1986). De acuerdo a Gaete y Paredes (1996), la toxicidad de Cu, Hg, Cd y pentaclorofenol en el cladóceros *Daphnia magna* se acentúa si éstos se combinan y si además, se incrementan sus cantidades, ya que el porcentaje promedio de mortalidad por dos contaminantes es de 24.1 %; de tres, 47.5 % y con cuatro, de 100 % en menos de 24 h. En las combinaciones donde se presenta el Cu, es notable el incremento de la toxicidad con respecto a las individuales, el cual influye en las diferencias del porcentaje de mortalidad en combinaciones de dos (0-45 %) y tres agentes químicos (15-70 %), el cual, eleva la toxicidad de Hg, pentaclorofenol y Cd.

Otro ejemplo de sinergismo, es la acción combinada de Cu- Ni en algas *Scenedesmus*, la cual inhibe el crecimiento de esta especie en 75 %; mientras que 22 y 40 % en forma individual, respectivamente (Stokes 1975). Gaete y Paredes (1996) sugieren que el Cu actúa como un agente tóxico que al unirse a la superficie celular, disminuye su carga negativa y altera el transporte en la membrana lo que afecta su permeabilidad y facilita el ingreso de otros agentes al interior de la célula donde intervienen negativamente en el metabolismo.

El antagonismo refiere a un efecto de menor intensidad a causa de la interacción de los tóxicos, el cual puede ser funcional (se producen efectos contrarios), químico (si se inactivan al reaccionar uno con otro), de disposición (cuando uno afecta a otro en su absorción, distribución, metabolismo o excreción) o de receptores (si compiten por el mismo). Este es el caso del Cd, cuyo modo de acción se basa en la competencia con otros metales como Zn, Fe, Cu y Ca, donde desplaza al primero de estos como cofactor de ciertas reacciones enzimáticas y dificulta sus funciones normales (Argota y Argota 2012).

Sin embargo, esta competencia desempeña una función preventiva frente a la intoxicación, por ejemplo *Daphnia magna*, que al exponerse a combinaciones de contaminantes donde está presente el Cd, no registra mortandad aunque esto varía según el agente químico de que se trate (Gaete y Paredes 1996).

La dureza del agua (medida como CaCO_3) tiene influencia en la toxicidad de muchos metales de tal manera; que a mayor dureza del agua, se reduce la toxicidad de los metales. Pastor *et al.* (1994), menciona que la toxicidad de los metales pesados depende de: i) sus propias características: naturaleza, contenido, estado de oxidación, forma orgánica o inorgánica y la fase en la que se encuentre que puede ser disuelta (iones, complejos iónicos, quelatos iónicos) o particulada (coloide, precipitado, absorbido); ii) factores ambientales que influyen en la fisiología de los organismos y en la forma química del metal en el agua (temperatura, pH, contenido de OD, intensidad de luz y salinidad); iii) la presencia de otras especies químicas y las sinergias, antagonismos o interacciones que se puedan producir y iv) factores propios del organismo como etapa de desarrollo (huevo, larva, etc.), cambios en el ciclo de vida (muda, reproducción, etc.), edad y tamaño, sexo, hábitos alimenticios, actividad, caparazones, tolerancia a los metales, comportamiento y tiempo de exposición.

Por otro lado, el contenido crónico de cianuro en presencia de otros contaminantes conduce a respuestas antagónicas o sinergistas, según los contaminantes que se involucren (CCME 1996), mientras que materiales orgánicos e inorgánicos, sólidos suspendidos, nutrimentos y gases disueltos también pueden inferir en la toxicidad. No obstante, se carece de estudios que permitan conocer al detalle los sinergismos o antagonismos que se presentan en los cuerpos acuáticos.

Otro de los daños a los cuerpos acuáticos, es la eutrofización. Un proceso que ocurre de manera normal, pero que se acelera por el constante aporte de NO_3^- , PO_4^- y MO. Se considera que el N y el P son los factores limitantes del crecimiento algal, los que al concentrarse detonan su crecimiento. Esto tiene importantes consecuencias en la composición, estructura y dinámica del ecosistema: el crecimiento algal impide que la luz penetra hasta el fondo del ecosistema y se hace imposible la fotosíntesis productora de oxígeno libre.

Al morir las plantas, van al fondo del sistema donde las bacterias inician su descomposición junto con la de la MO que llega de los efluentes. Esto demanda grandes cantidades de OD, lo que provoca su abatimiento desde el estrato más profundo al superficial. Conforme ocurren estos cambios, se observa la sucesión de especies. Es decir, con los suministros de MO, se incrementan los microorganismos heterótrofos (bacterias y hongos), los macroinvertebrados comienzan a desaparecer salvo aquellas especies que son tolerantes a la contaminación. Se registra pérdida de la diversidad de especies y las que logran adaptarse, aumentan significativamente su número. Éstos persisten hasta que el medio se vuelve totalmente anóxico, donde es insostenible prácticamente cualquier forma de vida por lo que el ecosistema deja de existir.

Según la Comisión Nacional de Biodiversidad (WWF 2009), de 500 especies de peces de agua dulce identificadas en México (equivalen a 60 % de los peces de Norteamérica y 6 % del total mundial), 127 ya se extinguieron (75 eran endémicas) mientras que en la actualidad, 139 están amenazadas o en peligro de extinción (53 % son endémicas).

Se deduce que en los ríos donde se descargan aguas residuales orgánicas (pertenecientes al grupo I y II), que son las que suministran MO , NO_3^- y PO_4^- es probable encontrar problemas de eutrofización. La agricultura, las actividades agropecuarias, ganadería y descargas municipales, son fuentes importantes de contaminantes orgánicos.

Otro de los factores que afectan la integridad de los ríos es la extracción de agua, la que se hace con distintos fines: riego, agua potable, uso industrial, recreativo, etc. Esto tiene el potencial de causar importantes trastornos ambientales como resultado de los cambios en la hidrología y limnología de las cuencas de los ríos. De acuerdo a la CONAGUA (2011), a nivel nacional se extraen 80.6 km^3 /año de agua; se destina el 76.7 % a uso agrícola, el 9.2 % al uso industrial y el 14.1 % para el abastecimiento público (CONAGUA 2011).

I.5. CONCLUSIONES

Las descargas de aguas residuales municipales y de actividades productivas de diversa índole, liberan una gran variedad de contaminantes a los ríos, ya que los tratamientos que reciben son generalmente, para eliminar la materia orgánica sin considerar el abatimiento de la toxicidad. Los efluentes orgánicos, como la industria alimentaria, agricultura, las actividades agropecuarias y descargas municipales, son potenciales aceleradoras del proceso de eutrofización. Las fuentes de contaminantes

inorgánicos, como las industrias metalúrgica, minera, automotriz, química inorgánica, pinturas, barnices y tintas, contribuyen principalmente con metales pesados. Las industrias generadoras de energía aportan elementos radiactivos e incrementan la temperatura del agua. Si bien cada contaminante tiene un efecto específico sobre la biota acuática como lo es la toxicidad, bioacumulación y biomagnificación, en los sistemas acuáticos ocurren combinaciones de dichas sustancias que provocan sinergismos o antagonismos, los cuales aún se desconocen.

I.6 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alonso A. y Camargo J. A. (2005). Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas*. 3, 1-12.
- Alvarez S.G., Maldonado M., Gerth A. y Kusch P. (2004). Caracterización de Agua Residual de Curtiduría y Estudio del Lirio Acuático en la Recuperación de Cromo. *Información Tecnológica* 15 (3): 75-80.
- Ambientum (2003). Vertidos al agua de la industria del curtido. [en línea]. http://www.ambientum.com/revista/2003_05/curtido.htm Consulta: 05 de marzo de 2013.
- Argota P., G. y H. Argota C. (2012). Evaluación ambiental del río San Juan de Santiago de Cuba por exposición bioacumulativa a metales pesados. *MEDISAN*. 16, 1207-1214.
- Barrón C., Marbà N., Duarte C.M., Pedersen M.F., Lindblat C., Kersting K., Moy F. y Bokn T. (2003). High organic carbon export precludes eutrophication responses in experimental rocky shore communities. *Ecosystems*. 6, 144-153.
- Bears H., Richards J.G., Shulte P.M. (2006). Arsenic exposure alters hepatic arsenic species composition and stress-mediated gene expression in the common killifish. *Aquat. Toxicol.* 77, 257-266.

- Becerril B. J. E. (2009). Contaminantes emergentes en el agua [en línea]. <http://www.revista.unam.mx/vol.10/num8/art54/int54-1.htm>. Consulta: 08 de marzo de 2013.
- Beisinger K., Christemen G. y Fiandt J. (1986). Effects of metal salt mixture on *Daphnia magna* reproduction. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 11, 9-14.
- Bradl H.B., Kim C., Kramar U. y Stüben D. (2005). Interactions of heavy metals. En: *Heavy Metals in the environment: Origin, Interaction and Remediation*. (H.B. Bradl. Ed.). ELSEVIER ACADEMIC PRESS, Germany, pp. 269.
- Burton D., Jones A. y Gast M. (1972). Acute zinc toxicity to rainbow trout (*Oncorhynchus mikyss*) confirmation of the hipotesis that death is related to tissue hypoxia. *Journal of the Fisheries research board of Canada.* 29, 1463 -1466.
- Carabias J., Landa R., Collado J. y Martínez P. (2005). Agua, medio ambiente y sociedad. Hacia la gestión integral de los recursos hídricos en México. Universidad Nacional Autónoma de México- El Colegio de México -Fundación Gonzalo Río Arronte. D. F, México 221 p.
- CAS (2013). American Chemical Society [en línea]. <http://www.cas.org/index.html>
- Castañé P.M., Topalián M.L., Cordero R. R. y Salibián A. (2003). Influencia de la especiación de los metales pesados en medio acuático como determinante de su toxicidad. *Rev. Toxicol.* 20, 13-18.
- Castillo E. I. (2003). Problemas de Calidad del Agua en México. In: *Seminario sobre instrumentos económicos para cuencas ambientales*. Instituto Nacional de Ecología, D. F., México, pp. 30-34.
- Castro J., Díaz, M.L. (2004). La Contaminación por pilas y baterías en México. *Gaceta Ecológica INE-SEMARNAT.* 72, 53-74.
- CCME. (1996). Canadian Water Quality Guidelines. May 1996. Prepared by the Task Force on Water Quality Guidelines of the Canadian Council of Ministers of the

Environment. Environmental Quality Guidelines Division, Inland Waters Directorate.

Ceccon E. (2003). Los bosques ribereños y la restauración y conservación de las cuencas hidrográficas. *Ciencias*. 72, 46-53.

CEPIS (2001). Manual de evaluación y manejo de sustancias tóxicas en aguas superficiales. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Argentina-Brasil. 24 pp.

CEPIS- OPS (2004). Manual I. Teoría. Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de filtración rápida. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Lima, Perú. 278 p.

CEPIS-OPS. (2004). Aspectos fisicoquímicos de la calidad del agua. En: Tratamiento de agua para consumo humano, Manual I: Tomo I. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente-Organización Panamericana de la Salud, Lima, Perú. 1-304 pp.

CIC. (1996). Dinámica de la Curtiduría. *Rev. Prevención de la contaminación en la pequeña y mediana industria*. 67, 3-4.

CNA (2004). Estadísticas del agua en México. Comisión Nacional del Agua. Compendio Informativo. D.F., México.

CNA-IMTA. (2002). Fundamentos técnicos para el muestreo y análisis de aguas residuales. En: serie autodidáctica de medición de la calidad del agua. (C. G. Calderón M. Ed.). Comisión Nacional del Agua- Instituto Mexicano del Agua. D.F., México, 1-73 pp.

CONAGUA. (2011). Estadísticas del agua en México. Comisión Nacional del Agua. Compendio informativo. México, D. F. 132 pp.

CONAGUA. (2010). Subdirección General de Agua Potable, Drenaje y Saneamiento. Subdirección General Técnica. In: CONAGUA, 2011. Estadísticas del agua en México. Comisión Nacional del Agua. Compendio informativo. México, D. F. 132 pp.

- Cuéllar L. y Cuéllar M. C. (2000). Contaminación, animales acuáticos y acuicultura [en línea]. <http://www.racve.es/publicaciones/presentacion-de-la-mesa-produccion-animal-y-ecologia/>
- Damià B. (2003). Emerging pollutants in water analysis. *Trends Anal. Chem.* 22, xiv-xvi.
- Daughton C. G. (2004). Non-regulated water contaminants: emerging research. *Environmental Impact Assessment Rev.* 24, 711-732.
- Del Giorgio P. A., Vinocur A. L., Lombardo R. J. y Tell H. G. (1991). Progressive changes in the structure and dynamics of the phytoplankton community along a pollution gradient in a lowland river a multivariate approach. *Hidrobiología.* 224, 129-154.
- Dolbeth M., Pardal M.A., Lilleblo A.I., Azeiteiro U. y Marques J.C. (2003). Short- and long-term effects of eutrophication on the secondary production of an intertidal macrobenthic community. *Marine Biology.* 10, 1133-1135.
- Eisler R. (1989). Molybdenum hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. U. S. 73 pp.
- Gaetel H. y Paredes Z., K. (1996). Toxicidad de mezclas de contaminantes químicos sobre el cladóceros *Daphnia Magna*. *Rev. Int. Contam. Amb.* 12, 23-28.
- Garcés G. L. F., Hernández Á. M. L., Peñuela M. G. A., Rodríguez R. A. y Salazar P. J. A. (2005). Degradación de las aguas residuales de la industria textil por medio de fotocatalisis. *Revista Lasallista de Investigación.* 2, 15-18.
- Garrido P. A., Cuevas M. L., Cotler H., González D. I. y Tharme R. (2010). Evaluación del grado de alteración ec hidrológica de los ríos y corrientes superficiales de México. *Investigación ambiental.* 2, 25-45.
- Giacometti J. y F. Bersosa. (2006). Macroinvertebrados acuáticos bioindicadores de calidad de agua. *Boletín Técnico 6. Serie Zoológica.* 2, 17-32.

- Greenpeace (2003). Campaña de tóxicos. Compuestos organoestánicos. [en línea]. <http://www.greenpeace.org/mexico/es/Campanas/Toxicos/Contaminacion-de-nuestros-rios/Detox/Las-once-sustancias-quimicas-a-eliminar/>
- Greenpeace (2005). Información básica sobre pilas y baterías. [en línea]. <http://www.greenpeace.org/mexico/Global/mexico/report/2006/4/informacion-basica-sobre-pilas.pdf>
- Greenpeace México. (2013). El papel y su impacto ambiental. [en línea] http://estepais.com/inicio/historicos/94/14_Medio%20ambiente_El%20papel_greenpeace.pdf
- ILEC. (2008). Survey of the State of the World's Lakes In: IDOM. (2011). Algas asesinas. Boletín de Innovación y Tecnología. [en línea]. www.idom.com/es/download_publication/46/ Consultado: 05 de noviembre de 2013
- IMTA (2001). Indicadores industriales en el uso del agua. Industria Alimenticia. Comisión Nacional del Agua. México.
- IMTA-WWF/FGRA-PHI/UNESCO-SEMARNAT (2007). Requerimientos para implementar el caudal ambiental en México. IMTA. Morelos, México. 36 pp.
- Jacobsen D., Schultz R. y Encalada A. (1997). Structure and diversity of stream invertebrate communities: the influence of temperature with latitude and altitude. Freshwater Biological Laboratory. University of Copenhagen. Arch. Biol. 38, 247-262.
- Jiménez C. B. E. (2005). La contaminación ambiental en México. Causas, efectos y tecnología apropiada. Limusa. D. F., México, 926 p.
- Jurado González J.A. (2003). Metodología analítica para el análisis de cadmio en agua de mar por AdCSV-Distribución y comportamiento biogeoquímico de metales pesados en ecosistemas costeros singulares del golfo de Cádiz: Ría de Huelva y Bahía de Cádiz. Tesis doctoral. Universidad de Cádiz. Cádiz, España.

- Justice D., Rabalais N. N. y Turner R. E. (1996). Effects of climate Change on hypoxia in coastal waters: a doubled CO₂ scenario for the northern Gulf of México. *Limnol. Oceanogr.* 41, 992-1003.
- Koyba M., Memirbas E., Dedeli A. y Sensoy M.T. (2009). Treatment of Rinse Water From Zinc Phosphate Coating by Batch and Continuous Electrocoagulation Process. *Journal of Hazardous Materials.* Elsevier. 173, 326-334.
- May T.W, Wiedmeyer R.H, Gober J., Larson S. (2001). Influence of mining-related activities on concentrations of metals in water and sediment from streams of the Black Hills, South Dakota. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 40, 1-9.
- Mitra S. 1986. Mercury in ecosystems. Its dispersion and pollution today. Transtectch publications. Suiza.
- Nilsson C., Reidy C. A., Dynesius E. and Revenga C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science.* 308, 405- 408.
- O'Farrell I., Lombardo R., De Tezanos P. P. y Loez C. (2002). The assessment of water quality in the Lower Lujan River (Buenos Aires, Argentina): phytoplankton and algal bioassays. *Environmental Pollution.* 120, 207-218.
- Oliveira R. C. A, Vollaire Y., Sanchez-Chardi A., Roche H. (2005). Bioaccumulation and the effects of organochlorine pesticides, PAH and heavy metals in the Eel (*Anguilla anguilla*) at the Camargue Nature Reserve, France. *Aquat. Toxicol.* 74, 53-69.
- Palaniappan P.L.R.M. y Renju V.B. (2009). FT-IR study of the effect of zinc exposure on the biochemical contents muscle of *Labeo rohita*. *Infrared Phys. Techn.* 52, 37-41.
- Pastor A., Hernández F., Peris M.A, Beltrán J., Sancho J.V. y Castillo M.T. (1994). Levels of heavy metals in some marine organisms from the western Mediterranean area (Spain). *Mar. Pollut. Bull.* 28- 50.
- Postel S. y Richter B. (2003). *Rivers for life. Managing water for people and nature.* Island Press, Washington, E. U., 253 p.

- Ramamoorthy S. and Baddaloo E.G. (1995). Handbook of Chemical Toxicity Profiles of Biological Species, Volume I: Aquatic Species. Lewis Publishers, Inc., Boca Raton, FL., 386pp.
- Reeves G. (2005). Understanding and monitoring hydrocarbons in water. Oakville, Ontario, Canada: Arjay Engineering LTD.
- Rodríguez-Mercado J. J. y Altamirano-Lozano M. A. (2006). Contaminación, metabolismo y genotoxicidad. Rev. Int. Contam. Ambient. 22, 173-189.
- Roldán G. A. (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. XXIII (88): 375-387.
- Rosenberg D. M., McCully P. and Pringle C. M. (2000). Global-scale environmental effects of hydrological alterations: Introduction. BioScience. 50, 746-751.
- SEMARNAT. (2006). La Gestión Ambiental en México. Ed. SEMARNAT. D. F., México. Pp. 159-170.
- Seoánez C. M. (2002). Manual de tratamiento, reciclado, aprovechamiento y gestión de las aguas residuales de las industrias agroalimentarias. Mundiprensa, España, 465 pp.
- Sole M., Lopez de Alda M.J., Castillo M., Porte C., Ladegaard-Pedersen K. y Barcelo D. (2000). Estrogenicity determination in sewage treatment plants and surface waters from the Catalanian area (NE Spain). Environ. Sci. Technol. 34, 5076-5083.
- Stokes P.M. (1975). Uptake and accumulation of copper and nickel by metal-tolerant strains of Scene. Xrhandlungen, Internationale Vereinigung für Theorestische and Angewandte Limnologie 19, 2128-37.
- Suchanek H. T. (1993). Oil Impacts on Marine Invertebrate Populations and Communities. American Zoologist. 33, 510-523.

- Tewari H. y Pant J. (1987). Impact of chronic lead poisoning on the haematological and biochemical profiles of a fish, *Barbas conchonus*. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*. 38, 748 – 752.
- Valencia D. E. y Ramírez C. M. L. (2009). La industria de la leche y la contaminación del agua. *Revista Elementos*. 73, 27-31.
- Vázquez R., González D. F., Rocha C. L. y Flores B. J. A. (2001). Elaboración de concretos con agua tratada. *Memorias. X Encuentro Nacional de la Industria del Concreto Premezclado de la Asociación Mexicana de la Industria del Concreto Premezclado*. Ixtapa, Zihuatanejo. 23 al 28 de octubre, 2001. CD-ROM.
- Vicente M. J. J. (2010). Biodisponibilidad de metales pesados en dos ecosistemas acuáticos de la costa Suratlántica andaluza afectados por contaminación difusa. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad de Cádiz. Cadiz, España.
- WHO (2013). International Programme on Chemical Safety [en línea]. http://www.who.int/ipcs/publications/ehc/ehc_numerical/en/01/06/2013
- Wright D., Welbourn P. (2001). *Environmental toxicology*. Cambridge University Press, USA.
- WWF-FGRA (2009). La instrumentación de caudales ecológicos en los ríos de México: La clave para asegurar la conservación del ambiente y el abasto en cantidad y calidad del agua para la sociedad. Fondo Mundial para la Naturaleza - Fundación Gonzalo Río Arronte. Informe. D F., México, 1-3 pp.
- Yarto R. M., Gavilán G. A. y Castro D. J. (2004a). La contaminación de mercurio en México. *Gaceta Ecológica INE-SEMARNAT*. 72, 21-34.
- Yarto R. M., Gavilán G. A. y Martínez C.M. A. (2004b). La química verde en México. *Gaceta ecológica INE-SEMARNAT*. 72, 35-44.

Lista de cuadros

		Página
Cuadro I.	Grupo I. Industrias y actividades con efluentes principalmente orgánicos.....	49
Cuadro II.	Grupo II: industrias con efluentes inorgánicos	51
Cuadro III.	Grupo III industrias con efluentes combinados	55
Cuadro IV.	Grupo IV industrias con efluentes de refrigeración	57
Cuadro V.	Agentes contaminantes y sus efectos parciales en la integridad ecológica de los ríos	61

Lista de figuras

		Página
Figura 1.	Eutrofización de lagos y embalses	45

CAPÍTULO II. ESTADO ECOLÓGICO DE RÍOS Y VEGETACIÓN RIBEREÑA, DENTRO DEL CONTEXTO DE LA NUEVA LEY GENERAL DE AGUAS DE MÉXICO*

Ecological status of rivers and riparian vegetation, within the new general mexican water's law context

Mayra Mendoza Cariño^{1*}, Abel Quevedo Nolasco¹, Ángel Bravo Vinaja², Héctor Flores
Magdaleno¹, María de Lourdes De la isla de Bauer¹, Francisco Gavi Reyes¹, Bertha
Patricia Zamora Morales³

¹. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo; ². Colegio de Postgraduados, Campus
San Luis Potosí; ³. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y
Pecuarias

RESUMEN

Los ríos son unidades vitales en el funcionamiento de las cuencas que, debido al transporte y circulación cíclica del agua, permiten la existencia de los seres vivos. Poseen gran valor ecológico y ambiental dada su influencia sobre otros ecosistemas y los beneficios que proporcionan al hombre, tanto para consumo como para riego y uso en los ámbitos agrícola e industrial. Sin embargo, casi todos los ríos de México presentan algún tipo de deterioro. Alrededor de 73 % de los sistemas acuáticos muestran contaminación, lo que empobrece la salud de estos ecosistemas. El objetivo de este trabajo es proponer que en la formulación de la nueva ley general de aguas se considere la regulación de la vegetación ribereña, ya que su influencia en el mantenimiento y rehabilitación del estado ecológico de los ríos es fundamental. Se sugiere que la nueva ley contenga una sección de protección ambiental en la que se

* Aceptado para su publicación en la Revista Internacional de Contaminación Ambiental, Volumen 30, número 4, noviembre de 2014.

incluya a la vegetación ribereña como elemento clave para proteger, conservar y restaurar los ríos. Asimismo, que la delimitación de dicha vegetación se apege a las condiciones naturales de inundación del cauce, con una frecuencia de una vez cada ocho años, de acuerdo con la variabilidad del flujo. Además, su manejo debe tomar en cuenta la reforestación y mantenimiento de especies vegetales nativas de cada región.

Palabras clave: salud ecológica, vegetación riparia, corredor biológico

ABSTRACT

Rivers are vital units in the functioning of the watersheds that, due to the transportation and circulation of water, allow the existence of life. They are of great ecological and environmental value because of their influence on other ecosystems as well as the benefits they give to humankind, not only in the consumption for irrigation but also in the use in the agricultural and industrial areas. However, almost all the rivers in Mexico show a certain type of deterioration. About 70% of the aquatic systems shows contamination which diminishes the health of these ecosystems. The objective of this work is to propose that the riparian vegetation should be included in the making of the new general law of water because its influence on the maintenance and rehabilitation of the ecological state of rivers is fundamental. It has been suggested a new law that contains a section of environmental protection which includes the riparian vegetation as a key element to protect, preserve, and restore rivers. Likewise, the boundaries of this vegetation should be according to the natural conditions of flooding in the bed of the river, with a once-in-every eight years- frequency, according to the variability of flow. In addition, its handling must consider the reforestation and maintenance of native vegetation species in each region.

Keywords: ecological health, riparian vegetation, biological corridor.

II.1. INTRODUCCIÓN

Los ríos son de gran importancia en el planeta, ya que son esenciales para el funcionamiento de los ecosistemas y de otros sistemas naturales con los que están relacionados dentro de una misma cuenca. El hombre es parte integral del ecosistema-cuenca y se sirve del capital natural para satisfacer sus necesidades.

Sin embargo, no sólo se apropia de los bienes materiales de la naturaleza, sino que también altera una infinidad de procesos ecológicos que regulan y mantienen los ecosistemas.

Dentro de estos se encuentran los que regulan el clima, los que mantienen la fertilidad de los suelos, los que controlan inundaciones, los que purifican el agua, los que mantienen la biodiversidad y los que otorgan estabilidad a los ecosistemas, entre otros (Daily *et al.* 1997).

En este sentido, la explotación desmedida de los ríos y otros recursos naturales no sólo procura satisfacer los requerimientos normales de la población, sino también atender las exigencias que demanda el capitalismo. Es decir, busca lograr un “crecimiento económico”, donde la materia prima se entrega sin mayores reservas a la comercialización mercantilista, con lo que se condiciona y pierde el “derecho de autonomía de un país”.

El problema se agudiza cuando los beneficios sólo se reparten en un pequeño sector de la población, dada la distribución inequitativa de la riqueza.

Así, la utilización intensa de los ríos pone en riesgo su integridad ecológica, relacionada con la calidad y funcionamiento del ecosistema asociado al agua superficial,

las condiciones naturales del entorno y las presiones humanas, que los afectan negativamente (Stoddard *et al.* 2006).

Los ríos de México constituyen una red hidrográfica de 633 000 km de longitud y de acuerdo con la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA 2011), en éstos fluyen aproximadamente 399 km³ de agua cada año, cifra que incluye las importaciones de otros países y excluye las exportaciones. Garrido *et al.* (2010) mencionan que 87 % del escurrimiento se presenta en 39 ríos principales, cuyas cuencas abarcan 58 % del territorio.

De este escurrimiento, 65 % pertenece sólo a siete ríos: Balsas, Coatzacoalcos, Grijalva-Usumacinta, Pánuco, Papaloapan, Santiago y Tonalá. Éstos ocupan 26 % de la superficie nacional y exhiben diversos tipos de alteración ec hidrológica. El Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA 2007) y la World Wildlife Fund (WWF 2009) establecen que los ríos Coatzacoalcos y Blanco de Veracruz, son dos de los más contaminados del país, en especial el segundo, que ha salido en listas a nivel mundial por su alto grado de contaminación

De hecho, 73 % de los cuerpos de agua del territorio mexicano presenta ese problema con distinta magnitud [WWF - Fundación Gonzalo Río Arronte (WWF-FGRA) 2009], lo que se asocia con el bajo porcentaje de tratamiento de aguas residuales. La CONAGUA (2011) señala que 37.1 % de las aguas residuales municipales y 19.3 % de las industriales generadas en el año 2009 fueron tratadas, mientras que el porcentaje restante se vertió directamente a los sistemas acuáticos.

Según Quiroz *et al.* (2006), numerosos cuerpos de agua se encuentran en condiciones de hipertrofia, como los lagos urbanos Tezozomoc y Xochimilco en el

Distrito Federal, el río Lerma y lago de Chapala (López-Hernández *et al.* 2007), la presa el Jihuite en Jalisco (Flores-López *et al.* 2009), la laguna la Joya-Buena Vista en Chiapas, la laguna Bojórquez en Quintana Roo, las presas Valle de Bravo en el estado de México y el río Tula en Hidalgo (Montelongo *et al.* 2008).

Los efectos más visibles de la alteración de la salud de los ecosistemas acuáticos son la pérdida de la calidad del agua, la belleza escénica y la biodiversidad. En este sentido, la WWF-FGRA (2009) menciona que las 500 especies de peces de agua dulce identificadas en México, equivalen al 60 % de los peces de Norteamérica y al 6 % del total mundial. De este total de especies, 127 ya se extinguieron (75 eran endémicas) y 139 están amenazadas o en peligro de extinción (53 % son endémicas).

Sin embargo, el uso del agua en México no sólo genera problemas ambientales, sino también sociales y económicos pese a existir un instrumento normativo que regula dicho recurso, la Ley de Aguas Nacionales (LAN; CONAGUA 1992). Por todo ello, el sector académico del país está resuelto a elaborar y presentar ante el Congreso de la Unión de la República Mexicana, una propuesta de ley más integral y eficiente.

El objetivo de este trabajo es que se considere a la vegetación ribereña (VR) en la formulación de la nueva ley general de aguas, debido a que ésta influye en el mantenimiento y rehabilitación del estado ecológico de los ríos.

Consideramos que la nueva ley debe contener una sección de protección ambiental que incluya a la VR, cuya delimitación se debe apegar a las condiciones naturales de inundación del cauce con frecuencia de una vez cada ocho años, de acuerdo con la variabilidad del flujo. Su manejo debe corresponder a la reforestación y mantenimiento de especies vegetales nativas de la región.

II.2. DESARROLLO DEL TEMA

Factores que propician la pérdida del estado ecológico

Según la directiva marco del agua de la Unión Europea (DOCE 2000), el estado ecológico (EE) es una medida de la salud global del sistema acuático, una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas asociados a las aguas superficiales y es evaluado en función de una serie de indicadores biológicos, fisicoquímicos e hidromorfológicos que a su vez están relacionados con las condiciones naturales y en ausencia de presiones humanas. Engloba todas aquellas condiciones que requieren los organismos que habitan en los ecosistemas acuáticos para desarrollar sus funciones vitales, como crecer y reproducirse. Éstas varían en el espacio geográfico y con los factores bióticos y abióticos, lo que explica la diversidad de formas de vida. Si las condiciones del ecosistema cambian por causas de origen antrópico, los organismos sufren modificaciones en cuanto a su estructura, abundancia o apariencia externa, como en el caso de los peces, o desaparecen.

Aunque estos cambios también pueden presentarse en el tiempo, como parte de la evolución natural de un sistema, en este documento se abordan los que ocurren como consecuencia de la presión humana sobre estos hábitats. Así, en la medida en que la fauna y la flora sean “parecidas” a las correspondientes a este tipo de ecosistemas en condiciones naturales, se les puede considerar con buen EE. Si por el contrario, hay alguna alteración, la composición y estructura de los organismos se verá afectada y el EE disminuirá.

En este contexto, las actividades humanas tienen impactos negativos directos e indirectos sobre los ríos. Los primeros se relacionan con la extracción desmedida del caudal, su desviación, represamiento o agotamiento, con la inadecuada operación de

obras hidráulicas (Nilsson *et al.* 2005) y con la contaminación a causa de la descarga de aguas residuales municipales e industriales que modifican el volumen, la calidad y la estacionalidad de dichos sistemas (Jones *et al.* 2000). Los segundos se caracterizan por el inadecuado manejo territorial de las cuencas: deforestación, fragmentación de ecosistemas a causa de cambios no planificados en el uso de la tierra, crecimiento urbano y desarrollo de infraestructura carretera, lo que afecta negativamente la cantidad y calidad de agua disponible (Rosenberg *et al.* 2000).

No debe olvidarse que todo lo anterior obedece a una racionalidad que considera a las cuencas y a sus recursos naturales como objetos de libre apropiación con fines mercantilistas. En esta racionalidad las actividades humanas se realizan en el país dentro de un marco legal que poco atiende a las necesidades naturales de estos ecosistemas y de la misma sociedad.

Es decir, la LAN considera a los ríos sólo como corrientes de agua natural y no como fuente y soporte de múltiples formas de vida, por lo que su regulación se fundamenta en la administración, control y planificación del aprovechamiento del agua, conforme ciertos usos. Al omitir esta ley aquellos aspectos relativos a la protección, conservación y manejo regulado de dichos ecosistemas, permite que su integridad ecológica esté expuesta al impacto de las actividades humanas. A fin de que esto no continúe, es necesario crear una sección de protección ambiental en la ley, en la cual se establezca con claridad cómo cuidar la salud de estos sistemas.

Función de la vegetación ribereña en el estado ecológico de los ríos

La franja ribereña es una zona de transición entre los hábitats fluviales y terrestres, es una larga franja de vegetación adyacente a riachuelos, ríos, lagos y

embalses que incluye bancos y pantanos dentro de la llanura de inundación. Su existencia es vital para la salud de cualquier sistema acuático, ya que genera amplios beneficios, como mantener la calidad del agua al frenar su eutrofización a causa de los contaminantes que arrastra el escurrimiento superficial de zonas urbanas y agrícolas. Es decir, es un filtro de la contaminación difusa.

Mander *et al.* (2005) consideran que el sistema radicular de la VR aumenta la rugosidad de la superficie, lo que favorece la infiltración y retiene sedimentos, contaminantes y nutrimentos. Aunque Vigiak *et al.* (2007) estiman que la retención de sedimentos es mayor que la de los contaminantes, debido a que las partículas de los sedimentos son más finas y por lo tanto, se facilita su adherencia a la superficie. Los contaminantes disueltos, son los que se retienen menos.

Por su parte, Ceccon (2003) estima que 85 % del fósforo disponible de los escurrimientos superficiales se adhiere a las partículas del suelo, mientras que 25 % del nitrógeno se asimila en el crecimiento de árboles y otras plantas, además de que se puede almacenar por largos periodos.

Algunos estudios muestran que 80 % del nitrógeno de los escurrimientos superficiales se reduce después de pasar un bosque ribereño. De esta manera, la creación de corredores vegetales a lo largo de los ríos es uno de los medios que permiten restaurar la calidad de las aguas superficiales (Greer 1978).

La VR también reduce la energía del flujo de agua, evita la erosión del suelo y fortalece los bancos de las orillas del cauce. Actúa como un agente transformador cuando los procesos químicos y biológicos cambian la composición de los nutrimentos.

Por ejemplo, como cuando las bacterias de esta zona descomponen los residuos de pesticidas y los transforman en componentes no tóxicos y otras formas biodegradables.

Además de la protección al agua, el bosque ripario concede una variedad de servicios a la vida silvestre local, como abundantes y diversos recursos alimenticios a la comunidad animal, por lo que es la base de la cadena alimenticia de los cuerpos de agua. El material orgánico que proviene del mantillo (hojas y ramas caídas en descomposición) se transporta al cuerpo de agua a partir de la vegetación marginal y constituye el suministro energético más importante sobre la producción autóctona de los ríos (Ceccon 2003).

La madera que flota, producto de árboles muertos, desacelera el flujo de la corriente y crea hábitats para ciertos peces, al formar lagunas y espacios encrespados de agua en medio de la corriente, los cuales se convierten en áreas de desove, crianza y refugio en veranos secos e inviernos muy fríos. Por su parte, los árboles controlan el flujo de radiación lumínica que llega al lecho de los ríos, mediante la sombra que proyecta sobre el curso del agua, lo que limita la producción autóctona y modifica el microclima del río (Guevara *et al.* 2008).

La VR ofrece un espacio de reposo para la fauna silvestre local y migrante, ya que ahí puede anidar, alimentarse, moverse o refugiarse. Incluso, puede albergar a especies depredadoras de roedores o insectos de zonas agrícolas o a especies endémicas. Entre otros beneficios se encuentran el suministro de alimento a seres humanos, la generación de ingresos agrícolas a través de los productos cosechados, la captura de dióxido de carbono que contribuye a reducir los gases de efecto de invernadero y la diversificación del paisaje (Naiman *et al.* 2005).

Sin embargo, existe cierta incertidumbre sobre la amplitud óptima de la franja ribereña para maximizar su funcionalidad. En condiciones naturales, ésta depende de la geomorfología del canal y del valle, mismos que varían en la longitud del río. En las cabeceras, los valles se confinan (muestran forma de "V") y la dimensión lateral del canal que presenta influencia fluvial es pequeña, la cual se ensancha progresivamente conforme avanza la trayectoria del río, es decir, en valles confinados se puede estimar en 5 m; en valles semi-abiertos, 10-15 m; y en abiertos, ± 50 m (González y García 2006).

Sin embargo, el desbordamiento lateral del canal hacia la zona de inundación se asocia con las fluctuaciones del nivel del agua del río, es decir con el régimen de variabilidad de los escurrimientos. González y García (2006) comentan que esta conectividad lateral es importante durante el crecimiento y la recesión de una inundación ya que se transfieren sedimentos, nutrimentos y biota. Thoms (2003) añade que la liberación de carbón orgánico disuelto y nutrimentos, desde la superficie de sedimentos y su transporte de regreso al río, constituye una importante fuente de energía para los organismos acuáticos, por lo que se considera la base del alimento en los sistemas lóticos. Poole (2002) menciona que la energía cinética del agua juega un papel importante al moldear el área, causar erosión y colocar y remover sedimentos de diferente índole, lo que genera nuevos hábitats para la gran heterogeneidad de formas vegetativas.

A fin de determinar el ancho óptimo necesario para elevar la riqueza de especies y para retener nutrimentos de los campos agrícolas, Spackman y Hugh (1995) estiman que el mantenimiento del 90 % de especies vegetales y del 90 % de especies de aves requiere de 10-30 m y de 75-175 m, respectivamente. Granados *et al.* (2006) consideran que para retener 50 % de nitrógeno y 95 % de fósforo de las áreas agrícolas, son suficientes 16 m. Otros científicos enfatizan que el ancho mínimo aceptable para el buen

funcionamiento del bosque ripario es de 30 m. Sin embargo, si se requiere una mayor oferta de beneficios significativos para la vida silvestre y la biodiversidad, son necesarios desde 100 m hasta la amplitud de la zona inundable cada 10 años, cualquiera que ésta sea (Barton *et al.* 1985).

En el tenor de las necesidades naturales de estos ecosistemas, González y García (2006) señalan que la anchura óptima se reconoce como la zona lateral al canal que se inunda sin restricciones, con la periodicidad de una vez cada 2-8 años (de acuerdo con la variabilidad del régimen de flujo). Una amplitud intermedia (menor a óptima) corresponde a aquella que se inunda una vez cada 10 años o bien cuando las restricciones obedecen a la regulación del flujo, dragados o incisiones del canal. Amplitudes deficientes se observan cuando los bancos están levantados por estructuras ingenieriles y los desbordamientos ocurren una vez cada 25-30 años. Estrela (1994) coincide con lo anterior al explicar que las inundaciones ordinarias incluyen los flujos máximos anuales, cuyo periodo de retorno en ríos permanentes y con regímenes de flujo regulares oscila entre 1.5-2 años. Mientras que en ríos de temporal, con más variabilidad en el régimen del flujo y de regiones semiáridas, es entre 5-8 años.

Por todo lo anterior, la VR constituye una unidad biológica que permite evaluar los efectos de cambios que ocurren y permanecen en el tiempo, ya que su supervivencia, biodiversidad y productividad dependen de la geomorfología del sistema y de la dinámica fluvial. En conjunto estos atributos regulan los intercambios ecológicos en la zona de transición acuática-terrestre, por lo que la VR se convierte en un elemento clave del paisaje y de la ecología y entorno de los ríos. De acuerdo con Granados *et al.* (2006) en México alrededor del 16 % de la tierra está sujeta a inundaciones periódicas, razón por la cual se considera como parte de ecosistemas riparios o con cierta semejanza a ellos. Aunque más del 70% de esta área se convirtió en urbana y agrícola o está

inundada por reservorios, cerca del 2 % permanece como ecosistema ripario natural. De aquí la necesidad de crear un instrumento normativo que cuide la existencia y funcionalidad de estos bosques ribereños, así como su rehabilitación en beneficio del EE de los ríos.

II.3 PROPUESTA

La nueva LGA debe contener una sección de protección ambiental de los ecosistemas acuáticos, donde se incluya el concepto “estado ecológico de los ríos”, el cual se define como sigue:

Es el valor promedio de la calidad del agua, las variables hidromorfológicas del cauce y la presencia y desarrollo de especies de flora y fauna que coexisten en condiciones naturales en el sistema o bajo las menores presiones humanas. Es decir, una medida global de la composición, estructura y funcionamiento del ecosistema acuático libre de la influencia del hombre o, bien, en equilibrio con la sociedad que depende de sus recursos para poder sobrevivir.

En dicha sección, se debe incluir a la VR como un *elemento clave para proteger, conservar y restaurar la salud de los ríos*, porque es una unidad biológica que permite evaluar los efectos de cambios que ocurren y permanecen en el tiempo, ya que su supervivencia, biodiversidad y productividad dependen de la geomorfología del sistema y de la dinámica fluvial. Es decir la VR, como comunidad biológica, representa la película de lo que ha sucedido durante cierto tiempo hasta la fecha (Alonso y Camargo 2005), cuya evaluación constituye la mejor opción para conocer el EE de un río. Por tal motivo, dicha sección debe contener los siguientes apartados:

I. Conservar la vegetación natural y la cobertura de los estratos herbáceo, arbustivo y arbóreo, así como de aquellas plantas de la zona riparia cuyas raíces y parte inferior

está bajo el agua. Se debe dar preferencia a la vegetación nativa sobre la inducida, aunque haya compatibilidad entre ambas.

II. Prohibir la extracción de especies endémicas o en categoría de riesgo, de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010) y de aquellas cuya presencia se relacione con especies de fauna que se encuentren en los mismos supuestos.

III. De las actividades humanas dentro y adyacentes al corredor ripario, así como cambios de uso de suelo:

III.1 Limitar con normatividad incluyente todo tipo de actividad en la franja riparia. (El término incluyente se refiere a la participación de expertos y en especial de la sociedad involucrada, donde se sumen los criterios para que el uso del recurso se haga de manera sustentable).

III.2 Delimitar las actividades y cambios de uso de suelo adyacente a la zona ribereña que puedan comprometer el desarrollo y regeneración de la vegetación, la topografía del área inundable y en general la funcionalidad del corredor ripario.

III.3 Evitar la edificación en general y en especial de unidades habitacionales. En caso de existir asentamientos humanos, las descargas se deben canalizar a humedales artificiales para un pretratamiento, antes de verterlos al río.

Si se presentan, deben:

III.3.1 Respetar la longitud y la anchura total de la franja ribereña, la cual corresponde a las condiciones naturales de inundación del cauce. En caso de no ser posible,

III.3.2 Mantener el ancho que se inunde con la frecuencia mínima de una vez cada ocho años o bien, de acuerdo con la variabilidad del flujo que debe contener el promedio del flujo máximo anual o

III.3.3 Conservar al menos 50 % de la amplitud promedio con respecto al ancho inundable, al menos una vez cada ocho años o de acuerdo con su régimen de flujo para asegurar la funcionalidad del corredor.

III.3.4 Cuando por producto de una actividad o cambio de uso de suelo se altere la composición, la cobertura y la continuidad del bosque ripario, así como las márgenes de los ríos, se debe reforestar con especies nativas de la región.

III.3.4.1 En caso de obras hidráulicas y de carreteras, evitar el uso de concreto u otros materiales para estabilizar los bancos de los ríos que impidan el desarrollo y la regeneración de las plantas. Reforestar con especies nativas.

III.3.5 La regulación del flujo de los ríos se debe hacer con mínimas restricciones para inundar la franja ribereña, conforme los puntos III.3.1 – III.3.4.

IV. Del resguardo de las zonas ribereñas

IV.1 Decretar el estudio de diagnóstico de calidad de la vegetación ribereña en los ríos del país (desde arroyos hasta grandes ríos), mismo que puede ser una de las metas a realizarse en el Plan Hídrico Nacional 2012-2018 y puede llevarse a cabo en colaboración con las instituciones de educación superior y de investigación del país.

IV.1.1 Éstas a su vez pueden proponer y ejecutar medidas para conservar, proteger, rehabilitar y remediar la zona ribereña, según la situación que presente.

IV.1.2 El gobierno, la academia, los municipios y la ciudadanía deben ser incluidos en las acciones del punto anterior.

IV.2 Realizar el levantamiento detallado de la cobertura vegetal ribereña [escala 1:20 000, conforme a los lineamientos de la NOM-023-SEMARNAT-2001 (SEMARNAT 2001)] y su seguimiento cada dos años, a fin de monitorear las medidas de conservación, protección, rehabilitación y remediación de los ríos.

II.4. DISCUSIÓN

La zona ribereña es un ecotono de alta diversidad biológica, con un funcionamiento complejo debido a su posición entre los sistemas acuático y terrestre, que ofrece múltiples servicios ambientales. Como parte de estos están la estabilización de los cauces de los arroyos, la reducción de la descarga de productos químicos presentes en los escurrimientos de tierras altas, el mantener la temperatura del agua y mejorar su nivel de oxígeno disuelto y la protección de los recursos acuáticos y su flora y fauna asociadas. Aunado a lo anterior, la VR es uno de los factores biológicos de gran significado en las cuencas hidrográficas, ya que tiene especial incidencia en el régimen hidrológico de las aguas superficiales (al intervenir en el circuito general del agua como factor de atenuación y regulación natural), adicionalmente ayuda a mitigar los impactos que se producen en las cuencas por los usos del suelo, favorece el mosaico paisajístico e interviene en los procesos que ocurren en el ecosistema-cuenca a múltiples escalas del tiempo y del espacio (Primack *et al.* 2001).

No obstante su correspondencia ambiental con los ecosistemas adyacentes y su importancia en el contexto de la cuenca, este componente se explota intensivamente debido a su proximidad con el agua y a su productividad para el pastoreo y la agricultura. En ese sentido la VR constituye uno de los elementos clave en el

funcionamiento de una cuenca, el cual no debe tratarse en forma aislada sino como parte de un todo en el manejo integral de la misma, donde cada una de ellas representa un caso especial.

Sin embargo, hablar del complejo ecosistema-cuenca, para luego desmenuzar cada una de sus partes, excede los límites de este trabajo. Este documento parte de dos conceptos técnicos: VR y EE de los ríos, los cuales se deben considerar en el manejo integral de los ecosistemas-cuenca. Se aportan elementos para la formulación de la nueva LGA. Las disposiciones de esta ley permitirán proteger, conservar y rehabilitar la VR en beneficio del EE de los ríos y de las comunidades ribereñas (incisos III.1 y III.2), ya que también se promueve el uso sustentable de este recurso. Es necesario que exista la armonía entre lo que se usa y lo que se devuelve al medio, para mantener un equilibrio dinámico y una dinámica en equilibrio.

II.5. CONCLUSIONES

Debido a que los ríos son fuente de vida y promotores del desarrollo de la sociedad, es necesario evaluar y monitorear su estado ecológico. Ello a través de una metodología estándar, que se contemple dentro del marco legal mexicano y que considere aquellos componentes biológicos que están relacionados con los ríos, como es la vegetación ribereña. La nueva ley general de aguas de México, al adoptar la propuesta de este trabajo, garantizaría el mantenimiento y la rehabilitación de las franjas riparias que son unidades clave del estado ecológico de los ríos debido a que: i) actúan como filtro de los sedimentos y de los contaminantes que son arrastrados por los escurrimientos que provienen de las zonas agrícolas, urbanas y rurales, ii) son la base de la cadena alimenticia de los sistemas acuáticos, iii) proveen sitios de resguardo y de reproducción para peces y otras especies acuáticas, condiciones que en conjunto

propician un ambiente óptimo para su supervivencia y iv) influyen en el régimen hidrológico del agua superficial en la cuenca.

De esta forma la nueva ley se tornaría más eficaz al procurar la cantidad y la calidad del agua de los ríos, pese a las actividades humanas. También, la ley introduciría una nueva percepción de los ríos, no sólo como portadores de agua sino como los primeros usuarios de dicho recurso, ya que sostienen diversas formas de vida acuática y terrestre, a la vez que permiten, el óptimo desarrollo de los ecosistemas que integran.

Es necesario fomentar la participación activa de los habitantes ribereños con programas de educación holística y de preferencia pragmáticos, con énfasis en la concientización local y global. La idea de estos programas sociales es que sirvan para combatir las causas con propuestas más integrales y prácticas sobre los riegos de ignorar el estado ecológico de los ríos, donde cada uno es un caso particular.

AGRADECIMIENTOS

Al Colegio de Postgraduados, por la oportunidad de la formación académica del primer autor, al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada. Al consejo particular, a los revisores anónimos y a Jorge Alvarado López por sus comentarios y sugerencias, las cuales contribuyeron sustancialmente a elevar la calidad de este documento.

II.6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alonso A. y Camargo J. A. (2005). Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas* 3, 1-12. [en línea].

<http://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/432>
10/06/2012

- Barton D. R., Taylor W. D. y Biette R. M. (1985). Dimensions of riparian buffer strips required to maintain trout habitat in southern Ontario streams. *North Am. J. Fish. Manage.* 5, 364-378.
- Ceccon E. (2003). Los bosques ribereños y la restauración y conservación de las cuencas hidrográficas. *Ciencias* 72, 46-53.
- CONAGUA (1992). Ley de Aguas Nacionales. Comisión Nacional del Agua. Diario Oficial de la Federación. 01 de diciembre de 1992. México [en línea]. http://www.normateca.gob.mx/Archivos/50_D_2773_19-08-2011.pdf 01/10/2012.
- CONAGUA (2011). Estadísticas del agua en México. Comisión Nacional del Agua. Compendio informativo. México, D. F. 132 pp. [en línea]. <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Noticias/EAM2011.pdf> 10/02/2013
- Daily G., Alexander S., Ehrlich P., Goulder L., Lubchenco J., Matson P., Mooney H., Postel S., Schneider S., Tilman D. y Woodwell G. (1997). Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. *Issues in Ecology* 2, 1-16.
- DOCE (2000). Directiva 2000/60/CE. Norma del parlamento europeo y del consejo de la Unión Europea. Por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de las Comunidades Europeas. Diario Oficial L 327. 22 de Diciembre de 2000.
- Estrela T. (1994). Asistencia técnica para la ordenación de cauces y márgenes inundables: informe parcial sobre aspectos prácticos de la definición de la máxima crecida ordinaria. Centro de Estudios Hidrográficos. Madrid, España. 49 pp.
- Flores-López H. E., Carrillo-González R., Francisco-Nicolás N., Hidalgo-Moreno C., Ruiz-Corral J. A., Casteñeda-Villanueva A. A. y Velazco-Nuño R. (2009). Aportes de nitrógeno y fósforo de tres sistemas agrícolas de la cuenca hidrográfica "El Jihuite" en Jalisco, México. *Agrociencia* 43, 659-669.
- Garrido P. A., Cuevas M. L., Cotler H., González D. I. y Tharme R. (2010). Evaluación del grado de alteración ecohidrológica de los ríos y corrientes superficiales de México. *Investigación Ambiental* 2, 25-45.

- González T. M. y García J. D. (2006). Attributes for assessing the environmental quality of riparian zones. *Limnetica* 25, 389-402.
- Granados S. D., Hernández G. M. Á. y López R. G. F. (2006). Ecología de las zonas ribereñas. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 12, 55-69.
- Guevara G., Reinoso G., García J. E., Franco L. M., García L. J., Yara D. C., Briñez N., Ocampo M., Quintana M. I., Pava D. Y., Flórez N. Y., Ávila M. F., Hernández E. E., Lozano L. A., Guapucal M., Borrero D. A. y Olaya E. J. (2008). Aportes para el análisis de ecosistemas fluviales: una visión desde ambientes ribereños. *Revista Tumbaga* 3, 109-127.
- IMTA-WWF/FGRA – PHI/UNESCO-SEMARNAT (2007). Requerimientos para implementar el caudal ambiental en México. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua-World Wide Fund / Fundación Gonzalo Río Arronte - Programa Hidrológico Internacional / United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization - Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Morelos, México. 36 pp.
- Jones J. A., Swanson F. J., Wemple B. C. y Snyder K. U. (2000). Effects of roads on hydrology, geomorphology, and disturbance patches in stream networks. *Conserv. Biol.* 14, 76-85.
- López-Hernández M., Ramos-Espinosa M. G. y Carranza-Fraser J. (2007). Análisis multimétrico para evaluar contaminación en el río Lerma y lago de Chapala, México. *Hidrobiológica* 17, 17-30.
- Mander U., Kuusemets V. y Hayakawa Y. (2005). Purification processes, ecological functions, planning and design of buffer zones in agricultural watersheds. *Ecological Engineering* 24, 421-432.
- Montelongo C. R., Gordillo M. A. J., Otazo S. E. M., Villagómez I. J. R., Acevedo S. O. A. y Prieto G. F. (2008). Modelación de la calidad del agua del río Tula, estado de Hidalgo, México. *Dyna* 154, 5-18.
- Naiman R. J., Décamps H. y McClain M. E. (2005). *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*. Academic Press. San Diego, California, E.U.A. 430 pp.
- Nilsson C., Reidy C. A., Dynesius E. y Revenga C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* 308, 405- 408.

- Poole G. C. (2002). Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. *Freshwat. Biol.* 47, 641-660.
- Primack R., Rozzi R., Feinsinger P. y Massardo F. (2001). Destrucción y degradación del Hábitat En: *Fundamentos de conservación biológica: Perspectivas latinoamericanas.* (R. Primack, Ed.). Fondo de Cultura Económica, México, pp.183-212.
- Quiroz C. H., Mora L. M. Z., Astudillo I. M. y García J. R. (2004). Variación de los organismos fitoplanctónicos y la calidad del agua en el lago de Chapala, Jalisco, México. *Acta Universitaria* 14, 47-58.
- Rosenberg D. M., McCully P. y Pringle C. M. (2000). Global-scale environmental effects of hydrological alterations: Introduction. *BioScience* 50, 746-751.
- SEMARNAT (2001). Norma Oficial Mexicana NOM-023-SEMARNAT-2001. Que establece las especificaciones técnicas que deberá contener la cartografía y la clasificación para la elaboración de los inventarios de suelos. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. 01 de diciembre de 2001.
- SEMARNAT (2010). Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio. Lista de especies en riesgo. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. 30 de diciembre de 2010.
- Stoddard J. L., Larse D. P., Hawkins C. P., Jonson R. K. y Norris R. H. (2006). Setting expectations for the ecological conditions of streams: the concept of reference condition. *Ecological Applications* 16, 1267-1276.
- Thoms M. C. (2003). Flood-plain river ecosystems: lateral connections and the implications of human interference. *Geomorphology* 56, 335-349.
- Vigiak O., Ribolzi O., Pierret A., Valentin C., Sengtaheuanghoung O. y Noble A. (2007). Filtrado de los agentes contaminantes del agua por la vegetación ribereña: comparación del bambú con las pasturas nativas y el arroz en una cuenca en la República Democrática Popular Lao. *Unasyuva* 58, 11-16.
- WWF-FGRA (2009). La instrumentación de caudales ecológicos en los ríos de México: La clave para asegurar la conservación del ambiente y el abasto en cantidad y

calidad del agua para la sociedad. Fondo Mundial para la Naturaleza - Fundación Gonzalo Río Arronte. Informe. México, D F. 3 pp. [en línea]. <http://www.agua.org.mx/index.php/noticias-nacionales/9830-contaminados-73-de-los-cuerpos-de-agua>

CAPÍTULO III. ESTADO ECOLÓGICO DEL RÍO METZTITLÁN, ESTADO DE HIDALGO*

Ecological status of Metztitlán river, State of Hidalgo

Mayra Mendoza Cariño¹

1. Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo.

RESUMEN

El río de Metztitlán, se localiza dentro de la Reserva de la Biósfera de la Barranca de Metztitlán (RBBM), en el Estado de Hidalgo. Este ecosistema presenta pérdida de su calidad ambiental debida, principalmente, a impactos de la agricultura intensiva: extracciones y contaminación del agua, entre otros. El objetivo de este trabajo fue evaluar el estado ecológico en cinco puntos del río, mediante el indicador biológico “vegetación ribereña” y el índice Riparian Quality Index (RQI), el cual se ajustó a las condiciones particulares del río (RQIM). Se realizó el inventario florístico de la franja riparia, se identificaron 122 especies de plantas vasculares, las que pertenecen a 39 familias y 101 géneros. De estas especies, 73 son nativas; 31, exóticas; 17, de origen incierto; ninguna se encontró en categoría de riesgo de acuerdo a la NOM 059-SEMARNAT-2010. El RQIM se aplicó en las épocas de lluvia y estiaje, en las que Venados y Ayacazintla presentaron un estado ecológico "moderado" ya que varios de sus atributos se determinaron moderadamente alterados. Jilotla, San Sebastián y San

* Estatus del documento: próximo a enviarse a revista para iniciar proceso de revisión.

Cristóbal, indicaron un estado ecológico "pobre", al mostrar varios atributos severamente alterados. En los cinco sitios, se requieren medidas de restauración o rehabilitación, para recobrar sus funciones hidrológicas y ecológicas.

Palabras clave: vegetación ribereña, índice de calidad riparia, salud ecológica.

ABSTRACT

Metztlán River, is located within the Biosphere Reserve of the Canyon Metztlán (RBBM) in the State of Hidalgo. This ecosystem has lost its environmental quality, mainly due to intensive agriculture: extractions and water pollution, among others. The aim of this study was to assess the ecological status of five sites in the river through "riparian vegetation" and Riparian Quality Index (RQI), which was adjusted to the particular conditions of the river (RQIM). It was performed a floristic inventory of the riparian strip, 122 species of vascular plants, belonging to 39 families and 101 genera were identified. Of these species, 73 are native; 31 exotic; 17, of uncertain origin; none were found in risk category according to NOM-059-SEMARNAT-2010. The RQIM was applied during periods of rain and drought, where Venados and Ayacazintla had a "moderate" ecological state due to several of their attributes are determined moderately altered. Jilotla, San Sebastian and San Cristobal, indicated a "poor" ecological state, because several attributes are severely altered. In the five sites, restoration or rehabilitation measures are required to recover their hydrological and ecological functions.

Keywords: riparian vegetation, riparian quality index, ecological health.

III.1. INTRODUCCIÓN

El río de Metztitlán, se encuentra dentro de la Reserva de la Biosfera de la Barranca de Metztitlán, en el Estado de Hidalgo. Desemboca en la laguna Metztitlán, la cual se considera como un sitio Ramsar (Ramsar Sites Information Service 2007), por su importancia para las aves migratorias.

A los costados del río, se encuentra el distrito de riego 08. Éste es uno de los más productivos del Estado, debido a la alta fertilidad de la vega y a su amplio beneficio del agua del río (GEH 2001).

El deterioro de ese ecosistema acuático se relaciona principalmente, con el distrito de riego 08 (DR-08): extracciones y contaminación del agua, la cual se presenta por el uso excesivo de agroquímicos (fertilizantes, insecticidas, herbicidas, acaricidas y fungicidas). Éstos escurren al río junto con abundantes sedimentos: el agua se enturbia, se contamina y genera efectos tóxicos en el hombre, flora y fauna acuáticas y ribereñas (GEH 2001).

Así, el río Metztitlán presenta la pérdida de su estado ecológico, el cual se define como el valor promedio de la calidad del agua, las variables hidromorfológicas del cauce y la presencia y desarrollo de especies de flora y fauna que coexisten en condiciones naturales en el sistema o bajo las menores presiones humanas y en equilibrio con la sociedad que depende de sus recursos para poder sobrevivir.

Por tal motivo, el objetivo general de este trabajo fue evaluar el estado ecológico en diversos sitios del río de la Reserva de la Biósfera de la Barranca de Metztitlán, Estado de Hidalgo, mediante el indicador biológico “vegetación ribereña” y el índice RQIm.

Como objetivos particulares se plantearon:

1. Realizar el inventario del tipo de la vegetación ribereña del río de la Reserva de la Biósfera de la Barranca de Metztitlán, dentro de los puntos de estudio.
2. Definir las especies nativas y alóctonas de la vegetación ribereña, así como las que se encuentren en categoría de riesgo de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2010.
3. Ajustar el RQI a las condiciones particulares del río Metztitlán (RQIM), a fin de lograr una valoración del estado ecológico más eficaz.
4. Aplicar el RQIM al río Metztitlán para cuantificar el estado ecológico en época de estiaje y de lluvia.
5. Proponer alternativas de solución sobre la restauración y rehabilitación de la vegetación ribereña, en los sitios donde se presente una calidad ambiental pobre.

La hipótesis general fue que la salud del río Metztitlán, en sus diversos sitios de evaluación, presentaría un estado Pobre, según la escala del índice RQIM; de acuerdo a la vegetación ribereña.

Como hipótesis particulares se establecieron:

1. La vegetación ribereña del río de la Reserva de la Biósfera de la Barranca de Metztitlán, reuniría en total, menos de 50 especies leñosas, herbáceas y arbustivas.
2. En la parte baja del río Metztitlán, existirían especies alóctonas que indican contaminación y al menos una se encuentra en categoría de riesgo de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2010.

3. Los tipos de valles, la amplitud de la zona ribereña y los valores de cobertura vegetal del nuevo índice (RQIM) varían con respecto a los propuestos por el RQI.
4. El estado de salud de los sitios de evaluación del río Metztitlán sería "pobre" en estiaje y "regular-bueno" en época de lluvia.
5. Los diversos sitios de evaluación del río Metztitlán presentan en general, un estado de salud "pobre", por lo que sería necesario proponer alternativas de solución para restaurar o rehabilitar las franjas de vegetación ribereña.

III.2 MATERIALES Y MÉTODO

III.2.1. Descripción de la zona de estudio

La RBBM se ubica en la cuenca que recibe el mismo nombre "Meztitlán", en el Estado de Hidalgo, entre los paralelos 98° 23' 00" y 98° 57' 08" longitud Oeste y 20° 14' 15" y 20° 45' 26" latitud Norte, con altitudes entre 1000 y 2000 m.

Los principales cuerpos acuáticos de la Reserva son el río y la laguna Metztitlán. El primero tiene una longitud de 100 km dentro de la RBBM y toma el nombre de acuerdo a la región; se identifican tres tramos importantes: en la entrada, al Sur de la Barranca, con el nombre de "río Grande Tulancingo"; en la unión con el río San Sebastián, "río Venados" y al Norte de la Reserva, donde inicia el DR-08, "río Metztitlán". Este río corre de Sureste a Noroeste, al Norte de la Reserva desemboca en la laguna de Metztitlán (Figura 1), la cual es una represa natural que se formó por el derrumbe del cerro El Tajo en el periodo geológico Holoceno (CONANP 2003).

Es importante mencionar que este trabajo se realizó a partir del río Venados hacia el norte de la RBBM (laguna de Metztitlán), que corresponde al municipio de Metztitlán. En dicho trayecto, los cinco puntos de muestreo fueron:

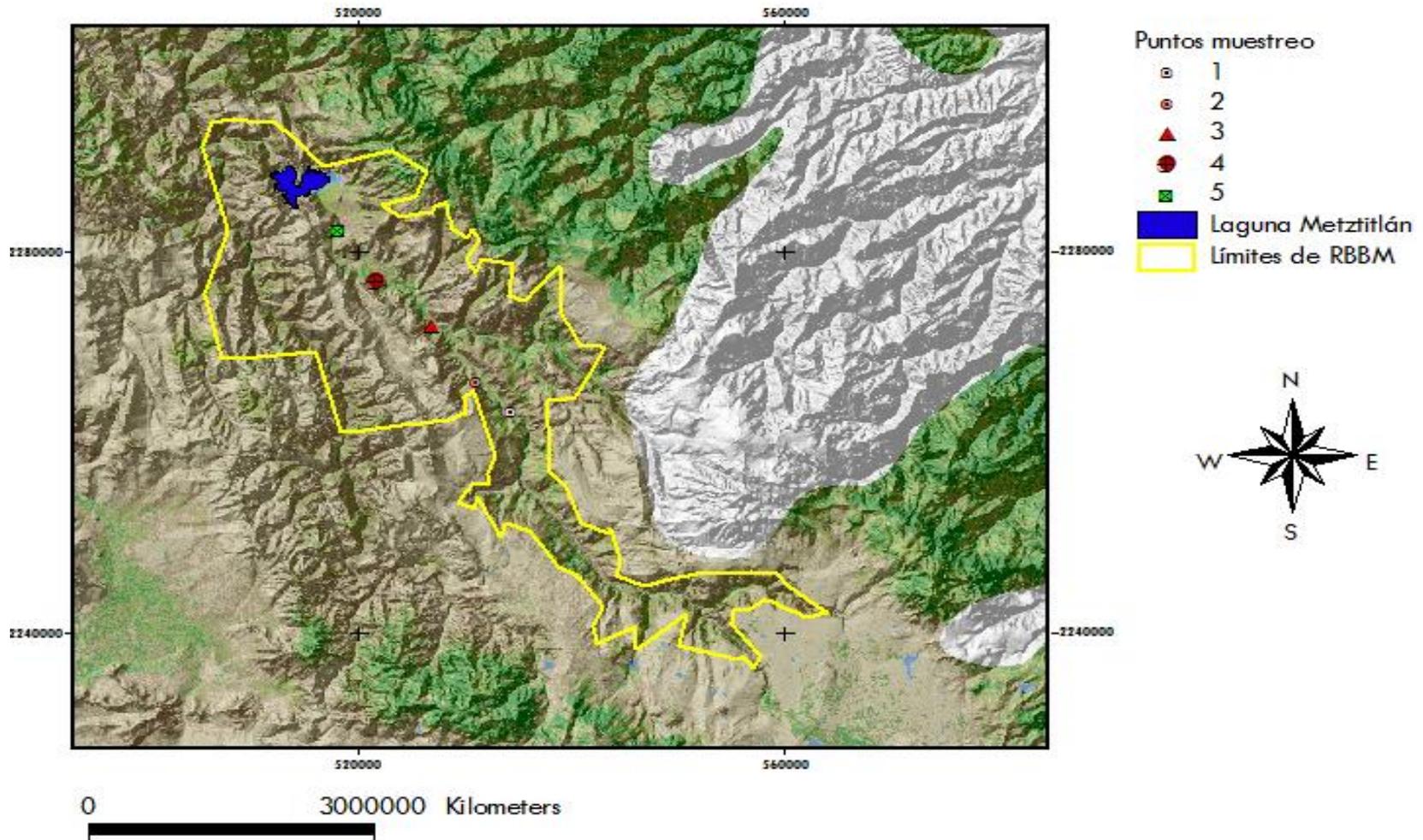


Figura 1. Reserva de la Biosfera de la Barranca de Metztitlán, Estado de Hidalgo. 1, Venados; 2, Ayacazintla; 3, Jilotla; 4, San Sebastián, 5, San Cristóbal.

1. Puente Venados, 2. Ayacazintla, 3. Jilotla, 4. San Sebastián y 5. San Cristóbal. En el tramo de estudio, los problemas ambientales se relacionan con el DR-08.

III.2.2. Método

Se empleó el índice de calidad riparia RQI (González y García 2011), para evaluar el estado ecológico del río Metztitlán de la RBBM. Para ello, el trabajo se dividió en tres fases:

Fase 1: se seleccionaron cinco puntos de muestreo en el río Metztitlán, a partir de Puente Venados hacia la laguna: Venados, Ayacazintla, Jilotla, San Sebastián y San Cristóbal (Anexo A).

El reconocimiento del área ribereña se hizo con base en el criterio: *área que se inunda de manera natural, al menos una vez entre 2-8 años de acuerdo a la variabilidad del flujo*, y se observa por coloraciones en las laderas, detritus de vegetación y cuyo límite termina, donde inicia la vegetación natural de la zona, es decir, donde ya no hay influencia del río sobre las plantas.

En cada punto, el tramo de estudio tuvo una longitud promedio de 100 m. Se realizó la colecta de hierbas, pastos y de estructuras reproductivas de arbustos y árboles, que permitieron identificar a las especies. Esto se hizo en ambos márgenes del cauce (izquierdo y derecho con respecto a la dirección del flujo, hacia la parte Norte de la RBBM), en las épocas de lluvia (agosto-diciembre) y estiaje (enero-julio).

El material vegetal se identificó en gabinete, con apoyo de diversas claves taxonómicas, como la Flora fanerogámica del Valle de México (Rzedowski *et al.* 2005), fascículos varios de la Flora del Bajío y la página web: malezas de México. En cada

especie, se determinó su carácter nativo, alóctono y de riesgo, éste último conforme la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010).

Fase 2: se ajustó el RQI a las particularidades del río Metztitlán, RQI_M , para lograr una mejor estimación de su estado ecológico.

El índice se compone por siete atributos, tres de ellos se relacionan con la estructura de la vegetación y juntos permiten "la foto del momento": continuidad longitudinal, dimensión lateral y composición y estructura de la zona riparia (Figura 2).

Los siguientes cuatro atributos, responden al funcionamiento del ecosistema ribereño y representan "el video del río": regeneración de las especies leñosas, condiciones del banco de material, conectividad lateral y permeabilidad del sustrato ribereño (Figura 3).

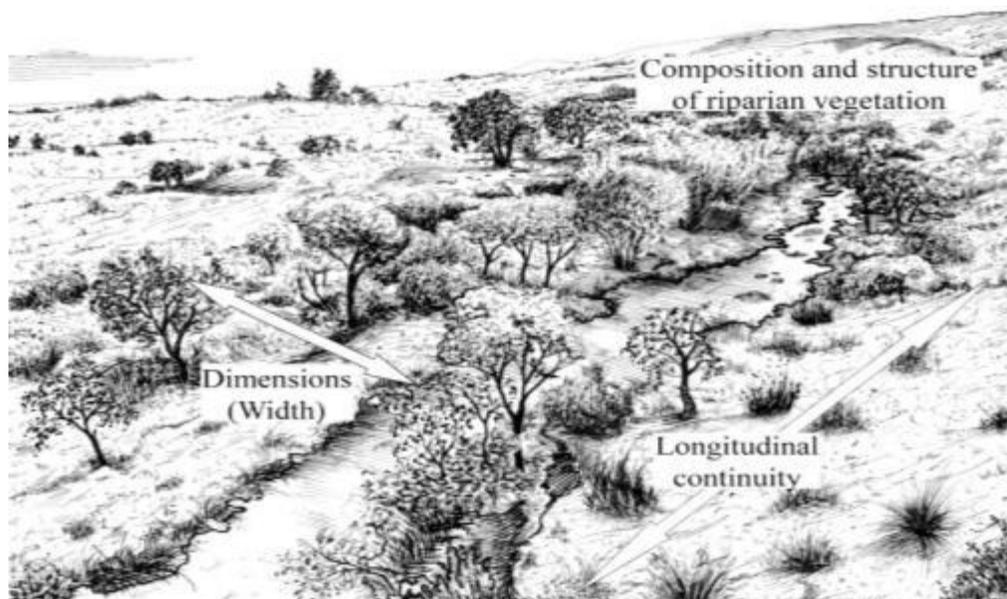


Figura 2. Características de la estructura física de zonas riparias (González y García 2006).

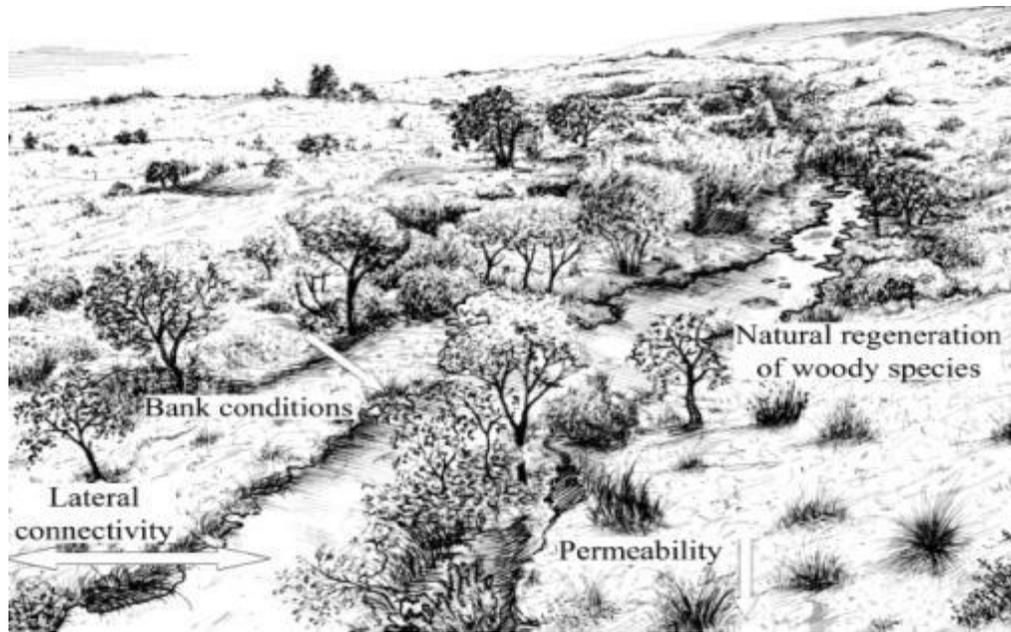


Figura 3. Características del funcionamiento hidrológico y ecológico de las zonas riparias (González y García 2006).

Fase 3: se evaluó el estado ecológico del río Metztitlán mediante el empleo del índice RQIM.

El estado ecológico se determinó por la suma de los valores de los siete atributos, es decir, en el intervalo de 10–150 puntos donde el máximo valor refiere al mejor estado de conservación y el menor, al de mayor deterioro. Los valores intermedios corresponden a estados que refieren a condiciones particulares de alteración.

III.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Fase 1. En el inventario de los cinco puntos de muestreo, se identificaron en total 122 especies de plantas vasculares de los estratos herbáceo, arbustivo, árboles y pastos. Éstas pertenecen a 39 familias y 101 géneros (Anexo B). Se encontraron 89 especies en periodo de lluvia y 90 en estiaje.

De las 122 especies, 70 son nativas (tres endémicas de México), 32 son exóticas, 5 probablemente nativas y 16 de origen incierto. Ninguna se encuentra en categoría de riesgo conforme la NOM-059-SEMARNAT-2010.

Fase 2. Las adaptaciones del RQIM, consistieron en definir el tipo de valle (abierto), la amplitud natural promedio de la franja ribereña en cada punto de estudio y las especies exóticas y nativas, propias de la región. Además, se reestructuraron los valores límite que definen cada uno de los estados ecológicos que considera el índice.

Fase 3. El RQIM se evaluó en los periodos de lluvia y de estiaje. Los atributos relativos a la "foto del momento" o estructura de la ribera (atributos 1-3), se valoraron en forma independiente en cada margen y luego se sumaron los valores, ya que las características de amplitud, causas de deterioro y alternativas de mejora son diferentes en cada franja. A continuación, se exponen los resultados por cada atributo y periodo de prueba:

III.3.1 Amplitud de la zona ribereña

Época de lluvia. Ayacazintla presentó estado "muy bueno" en ambos márgenes del cauce, al mostrar la mejor calidad, ya que ésta se desarrolló sin restricciones humanas.

Venados se distinguió en estado "moderado", porque el ancho natural del corredor izquierdo se redujo ligeramente por la apertura de veredas y por el establecimiento de casas-habitación. El margen derecho, se redujo en forma significativa por el desarrollo del área agrícola y por la introducción de un camino vehicular.

Jilotla, San Sebastián y San Cristóbal, se definieron como "malo", debido a que el ancho de la zona riparia en ambas orillas se redujo severamente por el campo agrícola, casas, y el mantenimiento de animales domésticos, los que se alimentan de la vegetación ribereña (VR).

Época de estiaje. Ayacazintla disminuyó su categoría a "bueno", ya que su anchura se redujo moderadamente en ambos lados del cauce, por desmonte y el uso de la tierra para la agricultura. Venados, Jilotla, San Sebastián y San Cristóbal mantuvieron su estado (malo), puesto que conservaron el ancho que tenían en el periodo de lluvias.

Como se observa en el cuadro I, el corredor izquierdo mostró la franja ribereña más amplia, donde Venados y Ayacazintla presentaron dimensiones naturales y mayores que los demás sitios. Es decir, Jilotla, San Sebastián y San Cristóbal exhibieron franjas reducidas, a causa de la agricultura.

Cuadro I. Características de los sitios de estudio

Punto de estudio	Ancho de la franja ribereña* (m)		Ancho del cauce* (m)	Altitud (m)
	margen izquierdo	margen derecho		
Venados	40	6	27	1312
Ayacazintla	60	6	10	1293
Jilotla	5	5	16	1282
San Sebastián	15	6	35-38	1266.5
San Cristóbal	10	6	50	1243

*; valor aproximado.

En el margen derecho, la amplitud se acortó hasta 6 m en promedio, en todos los sitios de estudio. Estas pérdidas obedecieron principalmente a actividades agrícolas del DR-08, asentamientos humanos y apertura de caminos.

Es un problema común, que la amplitud de las zonas ribereñas se reduzca significativamente para dar paso a la agricultura, ganadería o urbanización. Por esto, se han realizado estudios a fin de determinar las medidas óptimas de la franja para maximizar su funcionalidad.

Sin embargo, todavía hay incertidumbre. Algunos investigadores coinciden en que tal medida depende de la geomorfología del canal y del tipo de valle (confinado o abierto), características que cambian en el trayecto del río. Estrela (1994) menciona que el ancho adecuado corresponde a aquél de las inundaciones ordinarias, las cuales incluyen los flujos máximos anuales, cuyo periodo de retorno en ríos permanentes y con regímenes de flujo regulares oscila entre 1.5-2 años; en ríos de temporal, con más variabilidad en el régimen del flujo y de regiones semiáridas, entre 5-8 años.

Otros científicos enfatizan que el ancho mínimo aceptable para el buen funcionamiento del bosque ripario son 30 m pero, si se requiere una mayor oferta de beneficios significativos para la vida silvestre y la biodiversidad, son necesarios 100-300 m, ya que varía según las comunidades biológicas.

En este sentido, Mollër (2011) señala que una franja mayor a 10 m en cada ribera, es el mínimo necesario para que se mantenga la vegetación nativa, con una baja amenaza de malezas invasoras a la vez que favorece la mayoría de las funciones acuáticas. Pero Spackman y Hugh (1995) estimaron que el mantenimiento de 90 % de especies vegetales y de 90 % de especies de aves requiere de 10-30 m y 75-175 m, respectivamente.

Por otro lado, la eficiencia de VR para reducir contaminantes, depende de la topografía, del tipo de vegetación y del ancho de la franja. Granados *et al.* (2006) señala

que se necesitan al menos, 16 m para retener 50 % de nitrógeno y 95 % de fósforo de las áreas agrícolas, mientras que Mcnaught *et al.* (2003) sugiere entre 150 y 350 m en suelos de fuerte pendiente.

De hecho, uno de los anchos mínimos que más se promueve por cubrir múltiples objetivos, entre ellos la calidad del agua, es de 15 m. Sin embargo, es necesario conservar franjas >100 m para garantizar valores relativos a hábitats de vida silvestre o como corredores de migración (González 2011).

En el contexto del desarrollo humano, donde es prácticamente imposible mantener la pristinidad de los ecosistemas como es el presente caso, y atender las recomendaciones de Estrela (1994), se considera importante definir los objetivos de la franja y conservar al menos, el ancho que corresponda su uso potencial, como pueden ser, su manejo como filtro para minimizar la contaminación de los cursos de agua desde fuentes difusas, como atenuadores de la energía de las inundaciones, para incrementar la sedimentación, mantener la biodiversidad, etc.

Por esta razón, es que el atributo presentó de manera general, mejor calidad en el lado izquierdo.

III.3.2. Continuidad longitudinal, cobertura y modelo de distribución del corredor ripario

Época de lluvia. El margen izquierdo de Venados se determinó como "muy bueno", porque se observaron diferentes estratos vegetales en la longitud total del segmento, donde destacó la presencia de árboles (Sauce llorón, *Salix chilensis* Molina). También se notaron formas aluviales que corresponden a la sinuosidad natural del cauce y de la dinámica de inundación, libres de impacto antropogénico.

Los bordes de Ayacazintla se encontraron en estado ecológico "bueno", ya que se apreciaron diferentes estratos vegetales, con existencia abundante de sauces. La cobertura fue en la totalidad del segmento, pero con claros que redujeron su cobertura hasta mantenerla en 60 %.

Jilotla, San Sebastián y San Cristóbal, presentaron calidad "pobre", ya que la VR aparece en pequeños parches que cubren menos de 30 % de la longitud del segmento, con presencia aislada de árboles (excepto Jilotla; no se observaron plantas leñosas).

Época de estiaje. Los márgenes izquierdo de Venados y ambos de Jilotla, San Sebastián y San Cristóbal, indicaron estado "pobre" en los periodos de lluvia y de estiaje, ya que la VR se limitó a parches aislados con una cobertura entre 30 y 60 %, de carrizos y herbáceas principalmente. Se notaron meandros naturales, sin alteraciones humanas.

En éstos sitios, el deterioro de la continuidad longitudinal se debió al desmonte, para dar paso a la agricultura o a caminos vehiculares, con el subsecuente establecimiento de parches vegetales. Esto tiene consecuencias negativas en las funciones de la franja: infiltración, depósito de sedimentos, retención de nutrimentos y contaminantes procedentes de las tierras agrícolas adyacentes.

Pero también, afecta su papel ecológico como corredor migratorio y hábitat de ciertas especies, donde éstas anidan, crecen y se reproducen. Y es que los paisajes provistos por estos corredores, son capaces de soportar una variedad de fauna mucho mayor, que una cuenca drenada por canales empobrecidos de vegetación, lo que los convierte en sistemas clave para el mantenimiento de la diversidad faunística y florística (Guevara *et al.* 2008).

De acuerdo a González y García (2006), la medida óptima de la continuidad longitudinal podría ser el porcentaje de la cobertura de especies leñosas (árboles y arbustos), y se relacionaría inversamente con su nivel de fragmentación el cual, es un indicador del nivel de su deterioro y del riesgo de especies menos tolerantes a los impactos humanos. Para este caso, dicho porcentaje se estimó igual o menor a 60 % .

En ese contexto, Hanson *et al.* (1990) indican que el número de especies disminuye en el corredor, cuando los parches vegetales se separan más de 150 m, pero la pérdida es significativamente menor, cuando los parches se aproximan. Un ejemplo son las aves, cuya diversidad de especies en anidación se reduce, si el sistema se fragmenta (Décamps *et al.* 1987).

Así, la continuidad longitudinal juega un papel relevante en el funcionamiento de las riberas y del estado ecológico del río, puesto que asegura la existencia de los flujos longitudinales de energía, y de nutrimentos desde la cabecera hasta su desembocadura, los cuales, condicionan la productividad y comportamientos ecológico de las áreas ribereñas.

Por otra parte, aunque dentro de los tramos de estudio no se ubicaron infraestructuras transversales al cauce o actividades humanas como el dragado, que pudieran provocar un efecto barrera, en el trayecto del río se encontraron puentes vehiculares cerca de cada sitio, que pueden afectar la continuidad longitudinal.

III.3.3 Composición y estructura de la vegetación ribereña

Época de lluvia. Venados (margen izquierdo), Ayacazintla y San Cristóbal (margen derecho), presentaron estado ecológico "pobre". Aunque en la estructura de la zona ribereña se observaron los diferentes estratos vegetales (pastos, herbáceas, arbustos y

árboles), la composición del corredor incluyó varias especies exóticas con cierta dominancia, como el carrizo *Arundo donax* L., que tuvo una cobertura mayor a 30 %.

Otras especies alóctonas (introducidas) que se encontraron en forma abundante, fueron los arbustos conocidos como tabaquillo (*Nicotiana glauca* Graham.), higuera (*Ricinus communis* L.), la herbácea mostaza negra [*Brassica nigra* (L.) W.D.J. Koch] y el pasto rosado [*Rhynchelytrum repens* (Willd.) C. E. Hubb]. Estas especies, conjuntamente con el carrizo, cubrieron alrededor de 80 % de la franja ribereña.

Venados (margen derecho), Ayacazintla y San Cristóbal (ambos margen izquierdo), Jilotla y San Sebastián (ambos lados del cauce), presentaron estado "malo". La estructura de la VR se conformó por los diferentes estratos, salvo Jilotla donde no se observaron árboles. En estos sitios se registraron coberturas superiores a 60 % de las especies exóticas *Arundo donax* L. y *Ricinus communis* L. Otras plantas abundantes fueron los pastos: pata de gallina [*Eleusine indica* (L.) Gaertn], rosado [*Rhynchelytrum repens* (Willd.) C. E. Hubb] y Johnson [*Sorghum halepense* (L.) Pers.].

Época de estiaje. Venados en su margen izquierdo señaló estado "moderado" porque su estructura mostró diferentes estratos vegetales, destacaron las especies exóticas: *Arundo donax* L., *Rhynchelytrum repens* (Willd.) C. E. Hubb y el pasto coquillo rojo, *Cyperus rotundus* L. Estas especies en conjunto, tuvieron una cobertura menor a 30 %. Esta ribera mejoró su condición con respecto a la época de lluvias (estado pobre), ya que disminuyó el porcentaje de la cobertura de especies exóticas, de 30-60 a menos de 30 %.

Venados (margen derecho), Ayacazintla, Jilotla y San Sebastián (ambos márgenes), indicaron estado "pobre". Aunque se observaron diferentes estratos

vegetales (excepto en Jilotla donde no se distinguieron árboles), en el corredor dominó *Arundo donax* L. y *Ricinus communis* L., con una cobertura entre ambas, de 30 a 60 %. Otras plantas abundantes y alóctonas fueron los pastos *Rhynchelytrum repens* (Willd.) C. E. Hubb y *Cyperus rotundus* L.

Estos sitios registraron un aumento en su calidad con respecto a la época de lluvias (de estado malo a pobre), ya que disminuyó el porcentaje de la cobertura de especies invasivas, de más de 60 %, a 30-60 %. Excepto Ayacazintla en margen derecho, que mantuvo su cobertura en el intervalo 30-60 % y sin cambios en la estructura o composición, por lo que se sostuvo en estado "pobre".

San Cristóbal presentó en ambos lados estado "malo", registró una cobertura de especies exóticas mayor a 60 % de *Arundo donax* L., *Ricinus communis* L., *Nicotiana glauca* Graham., *Brassica nigra* (L.) W.D.J. Koch, *Cyperus rotundus* L. y *Sorghum halepense* (L.) Pers.

En este sitio, se reconoció un denso poblamiento de la herbácea nativa *Helenium mexicanum* Kunth (cabezona) en el banco izquierdo, cual recibe las descargas residuales de estiércol porcino de un criadero doméstico. De acuerdo a Garzón-Zuñiga y Buelna (2014), las deyecciones de este tipo, contienen elevadas cantidades de nitrógeno, lo que permitió deducir la naturaleza nitrófila de la planta y la contaminación del suelo.

San Cristóbal registró estado "malo" en ambos costados: en el izquierdo se mantuvo con respecto a la época de lluvia, mientras que en el derecho disminuyó (pobre a malo), por acentuar el grado de cobertura de especies introducidas, de 30-60 % a más de 60 %. No se detectaron cambios en la estructura vegetal.

Es importante mencionar, que entre los márgenes del río se observaron cambios en la composición vegetal, los cuales, también se manifestaron entre periodos de lluvia y estiaje:

Especies exóticas, nativas e inciertas: margen izquierdo

Época de lluvia. Como se observa en la figura 4, el porcentaje de especies exóticas en el margen izquierdo del río Metztlán fue de 30 % en Venados, el cual disminuyó en el segundo sitio de muestreo (Ayacazintla, 15 %).

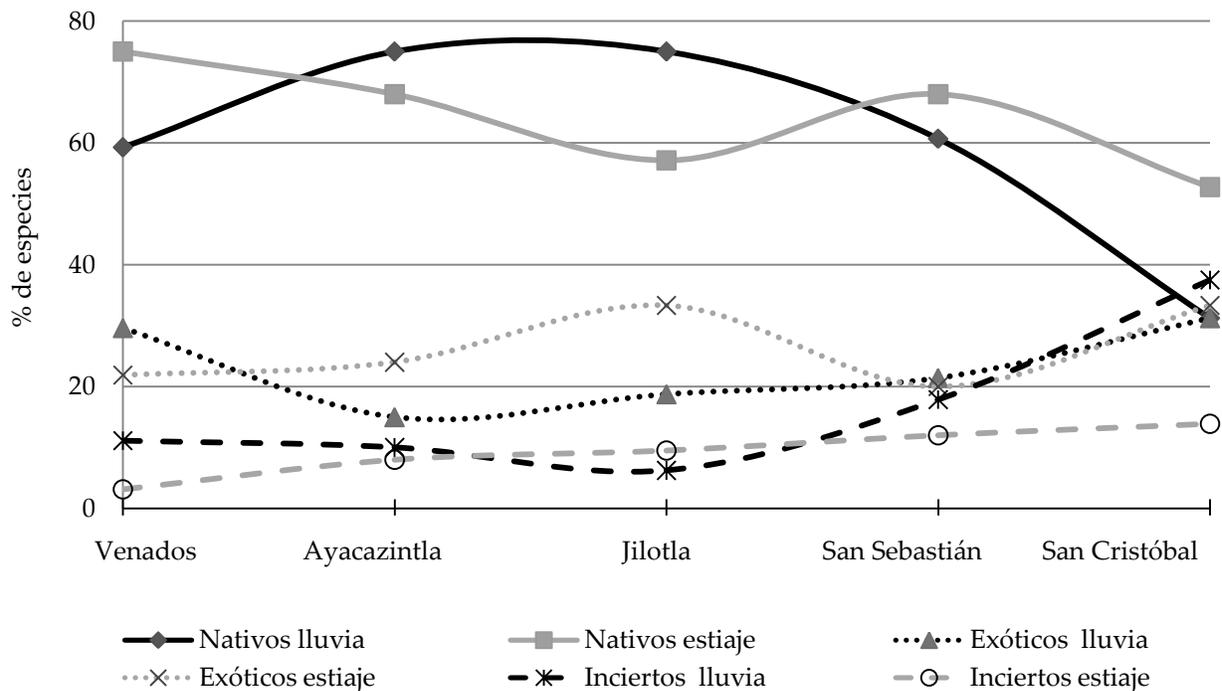


Figura 4. Porcentaje de especies nativas, exóticas e inciertas en el margen izquierdo del río Metztlán, en las épocas de lluvia y estiaje

A partir de este punto y conforme avanzó el trayecto del río aguas abajo, la tendencia fue al aumento, hasta registrar 31 % en San Cristóbal.

Por el contrario, el porcentaje de especies nativas mostró un comportamiento inverso: Venados, 59 %; en Ayacazintla el valor aumentó a 75 % a partir del cual, descendió gradualmente hasta 31 % en San Cristóbal.

La proporción de especies inciertas, es decir, de aquellas que se desconoce su origen, presentó una tendencia al aumento desde Venados hasta San Cristóbal, en las épocas de lluvia y estiaje, de 11 a 38 % y de 3 a 14 %, respectivamente.

Época de estiaje. La tendencia de los porcentajes de las especies exóticas y nativas del margen izquierdo de la época de estiaje, fue similar a la de lluvias (Figura 4). En el primer caso, en Venados se estimó 22 %, valor que aumentó aguas abajo, hasta 33 % en San Cristóbal, aunque San Sebastián fue la excepción en ese comportamiento.

El porcentaje de especies nativas mostró un comportamiento inverso al de las exóticas: en Venados registró 75 %, valor que decreció hasta 53 % en San Cristóbal. San Sebastián aumentó su proporción de especies nativas.

Estos datos dejan ver que conforme disminuyó el porcentaje de las especies nativas, aumentó el de especies exóticas. De acuerdo a Sirombra y Mesa (2010), algunas plantas de este tipo también son invasoras, lo que representa un peligro para los ecosistemas, hábitats u otras especies, con potencial daño económico y ambiental. En este contexto, la introducción de especies exóticas puede modificar la composición de las especies nativas, hasta el grado de eliminarlas, lo que generaría un deterioro significativo en el ecosistema.

Además, el tipo de vegetación ribereña (nativa *vs.* exótica), influye sobre la cantidad y calidad del agua, y en el suministro de otros servicios ambientales de los sistemas acuáticos (Mancilla *et al.* 2009). Adicionalmente, se ha observado que en las

microcuencas con altos porcentajes en su cobertura de plantas exóticas, se produce un caudal estival menor, que en aquellas con una mayor cobertura de especies nativas (Huber *et al.* 2010). Por ejemplo, la especie *Arundo donax* L., se distingue por invadir los márgenes fluviales, con marcados efectos en el consumo de agua y uso de luz solar (Boose y Holt 1999).

Pero los efectos de la introducción de especies exóticas también se extienden a la estructura y composición de las comunidades dulceacuícolas, conformadas principalmente por macroinvertebrados bentónicos (Thompson y Townsend 2004). Es decir, el deterioro consiste en el cambio de la naturaleza y de la cantidad del material que ingresa al sistema acuático, ya que la cubierta nativa se reemplaza por vegetación exótica. En consecuencia, se altera la abundancia de los grupos tróficos, entre ellos, la de los organismos "fragmentadores", que son los que degradan este material.

Estudios de Mancilla *et al.* (2009) señalan que existen diferencias significativas entre los grupos tróficos que dependen directa o indirectamente de la entrada de material alóctono, en sitios con una cobertura de vegetación nativa mayor o menor a 20%. Es decir, los organismos fragmentadores disminuyen en sitios donde el bosque nativo se reemplaza por plantas exóticas.

Esto puede provocar impactos mayores en la estructura de la comunidad bentónica, ya que dicho grupo inicia la degradación del material alóctono (Lemly y Hilderbrand 2000), y los cambios en su representatividad pueden tener efectos adversos en los procesos tróficos, aguas abajo.

De acuerdo a Mancilla *et al.* (2009), aunque los parámetros fisicoquímicos de la columna de agua tengan buena calidad, éstos no serían relevantes en la definición de la

estructura comunitaria, debido a que la dominancia de ciertos taxa se asocia a la pérdida de vegetación nativa, mientras que la diversidad se incrementa con el porcentaje de cobertura nativa y cultivada.

Especies exóticas, nativas e inciertas: margen derecho

Época de lluvia. A diferencia del margen izquierdo, el lado derecho del río Metztlán mostró un comportamiento variable en el porcentaje de especies exóticas en la época de lluvia: el máximo valor se registró en Venados (21 %) y el menor, en Ayacazintla (0 %; Figura 5).

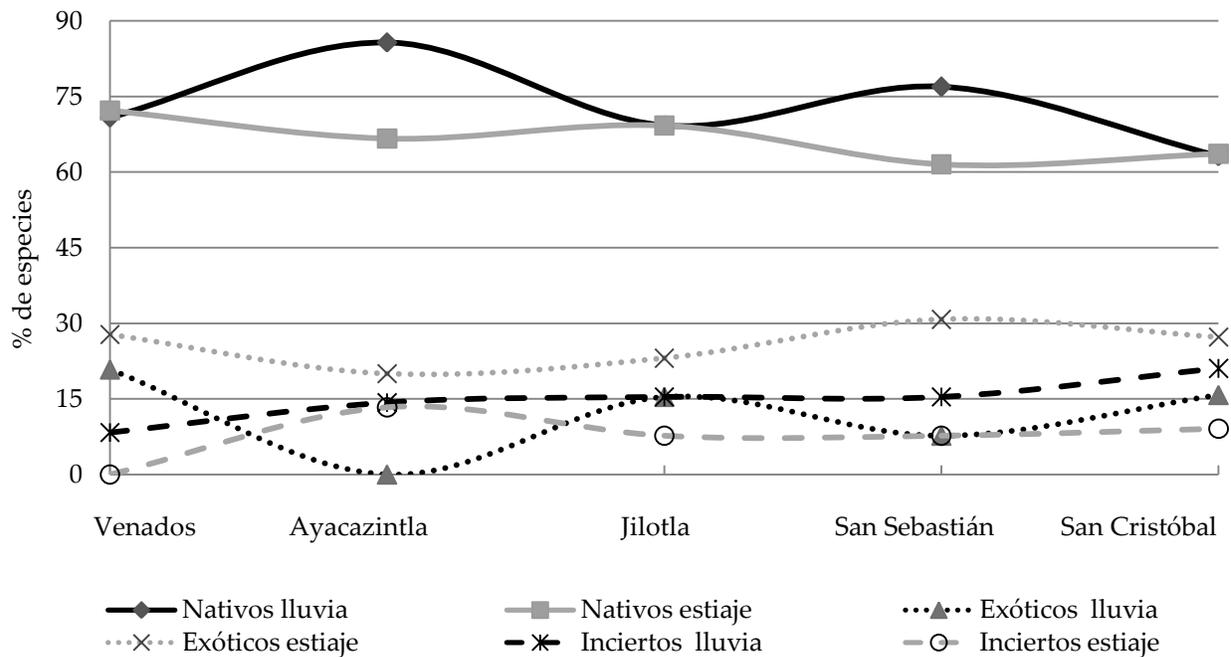


Figura 5. Porcentaje de especies nativas, exóticas e inciertas en el margen derecho del río Metztlán, en las épocas de lluvia y estiaje

El porcentaje de especies nativas fluctuó a lo largo del río, sin mostrar una tendencia aparente: el más alto en Ayacazintla (86 %) y el menor, en San Cristóbal (63

%). Tanto para especies exóticas como nativas, las estimaciones intermedias correspondieron a los demás puntos de muestreo.

Con respecto al porcentaje de especies inciertas, tendió al aumento en época de lluvias: 8 % en Venados y su ascenso gradual en el trayecto del río hacia aguas abajo, hasta alcanzar 21 % en San Cristóbal.

Época de estiaje. De forma similar a la época de lluvias, el porcentaje menor de especies exóticas se indicó para Ayacazintla (20 %), aunque el máximo se relacionó a San Sebastián (31 %).

La proporción de especies nativas cambió sin mostrar tendencia aparente: el valor máximo se detectó para Venados (72 %) y el mínimo para San Sebastián (62 %). En lo que refiere a las especies inciertas, Venados presentó 0 %, cuyo valor se incrementó hasta 9 % en San Cristóbal, aunque Ayacazintla presentó 13 %.

En este estudio se encontró un bosque ribereño cuya composición de especies corresponde al ambiente acuático, pero también, al terrestre adyacente. Como ejemplos se pueden citar a las especies: diente de león, *Taraxacum officinale* F. H. Wigg; coronilla, *Tridax procumbens* L.; abrojo, *Xanthium strumarium* L.; lentejilla de campo, *Lepidium virginicum* L. Esto podría indicar, que ese tipo de vegetación no depende de las fluctuaciones hidrométricas fluviales, por lo que no se limita por la cercanía al río.

Se considera que los asentamientos humanos, el pastoreo y la actividad agrícola que se realiza en la región, generan impactos en el ecosistema acuático (incluida su ribera). Los problemas ambientales ligados a la contaminación del agua y su escasez (derivación hídrica para el DR-08), son los que generan cambios importantes en el funcionamiento del sistema, y crean ambientes propicios para el establecimiento de

vegetación exótica (Richardson *et al.* 2007). Sin contar, que los sistemas ribereños son propensos a la invasión por especies alóctonas debido a que poseen una elevada relación área-borde, lo que provee de múltiples puntos de entrada para propágulos de estas especies (Ede y Hunt 2009).

III.3.4. Diversidad de edades y regeneración natural de especies leñosas

Época de lluvia. Venados, Ayacazintla y San Sebastián presentaron estado "pobre" debido a que la regeneración de especies leñosas se limita al sauce llorón (*Salix chilensis* Molina), que es un árbol originario y endémico de México y Centroamérica. El poblamiento ocurre solo en la proximidad de la zona riparia con el cauce.

Se observó escasa presencia de ejemplares jóvenes, mientras que los maduros solo se encontraron en la parte exterior del corredor. Las intervenciones humanas tienen efecto importante en el restablecimiento natural de debido a la regulación del flujo de agua, baja-moderada y desmonte.

Sin embargo, se detectó que en los espacios abiertos, donde se puede llevar a cabo la regeneración, las especies *Arundo donax* L. y *Ricinus communis* L., se establecen con facilidad e impiden el poblamiento de otras especies, por lo que se convierten en plantas fuertemente invasivas. Rodríguez de los Santos (2005), coincide en que *Ricinus communis* L. y *Datura stramonium* L., son plantas muy tóxicas, que generan sustancias alelopáticas que pueden dificultar o impedir el desarrollo de especies nativas, por lo que tienden a desplazarlas.

Jilotla y San Cristóbal señalaron estado "malo" porque la regeneración es escasa. Se observaron pocos individuos jóvenes y solo se encontraron adheridos al banco del cauce. En Jilotla, no hay presencia leñosa y en San Cristóbal, la regeneración se limita

por asentamientos humanos y al criadero de animales domésticos, los que se alimentan de la VR.

Época de estiaje. Los sitios de estudio conservaron los estados que lograron en el periodo de lluvias, puesto que no se percibieron cambios positivos en la regeneración de las especies leñosas. La regulación del flujo y el desplazamiento de las especies por parte de *Arundo donax* L. y *Ricinus communis* L., se mantuvieron. Adicionalmente, se notó depósitos de materiales de obra en Jilotla.

La regeneración natural de las principales especies leñosas en la franja, es necesaria para asegurar el mantenimiento de la composición y estructura de la VR, a través del tiempo. Como parte de esta característica, también se considera la edad de los individuos en la estructura vegetal (semillas, plántulas, juvenales y maduros), como un indicador de la diversidad ecológica y del valor ambiental de las inundaciones.

Las presas, derivaciones de agua y la regulación del caudal, modifican el régimen natural de inundaciones, lo que altera la regeneración de las especies en la franja. Sin embargo, otros impactos como el desmonte, el pastoreo, la agricultura, los incendios y la canalización de obras, también pueden disminuir la regeneración vegetal.

Esto, en respuesta a la frecuente pérdida de las "plantas semillero", durante el cambio de la estructura del suelo en la franja o bien, su régimen de humedad, por incisiones al canal después de realizar un dragado.

III.3.5. Condición del banco

Época de lluvia. Venados y Ayacazintla, presentaron un estado "muy bueno", se observó la sinuosidad natural del cauce (libre de impactos humanos), y en la línea de contacto (banco-agua del río), abundantes ramas de madera y hojarasca. El desarrollo de las plantas en el banco se estimó óptimo, pese a la erosión local en algunos puntos y el establecimiento de sedimentos y troncos en las curvaturas del canal.

Jilotla, San Sebastián y San Cristóbal presentaron estado "bueno" ya que la forma de sus bancos se encontró ligeramente alterada, en menos de 10 % del total de su longitud a causa de actividades humanas. Tales impactos se manifestaron en erosión y apertura de brechas. En ninguno de los puntos se hallaron medidas que reforzaran la estabilidad de los bancos. También se observaron los meandros, como parte de la morfología natural del cauce en cuyas curvaturas, se detectaron almacenes de sedimentos, rocas y de material vegetal muerto. La línea de contacto presentó detritus vegetal.

Época de estiaje. Venados descendió al estado "bueno", Ayacazintla a "moderado" y Jilotla a "pobre". Esta descenso obedece al incremento de los impactos negativos sobre el banco del río, los cuales implican mayor erosión, apertura de brechas, depósitos de materiales de obra (Jilotla) y el pisoteo por el animales domésticos (San Cristóbal).

San Sebastián y San Cristóbal mantuvieron el estado "bueno", al presentar condiciones similares a las de la época de lluvias.

Los bancos son rasgos importantes en las condiciones de la ribera, ya que ejercen cierto control en la geometría hidráulica del río, la que a su vez, controla la ruta

del flujo y de los sedimentos, la diversidad de hábitats y las interacciones entre el canal y la llanura de inundación (Stewardson 2005).

Así, un disturbio en el régimen natural del banco inicia su erosión, con el subsecuente establecimiento de nuevas formas vegetales, si es que éstas encuentran las condiciones de humedad y de conectividad lateral apropiadas para su germinación y desarrollo (Huges 2003).

Sin embargo, el florecimiento de un nuevo hábitat no siempre es favorable, ya que las especies exóticas frecuentemente aprovechan estos espacios y desplazan a las nativas como ocurre en la RBBM, con *Arundo donax* L. y *Ricinus communis* L. Este fenómeno, también se presentó en otros ecosistemas riparios, como en los ríos de Córdoba, Argentina (Boccolini *et al.* 2005) y en la Patagonia (Kutschker *et al.* 2009).

Por otro lado, puede ocurrir que el desarrollo de la vegetación se impida por la inestabilidad del banco o de la poca humedad en el suelo, lo que implicaría el constante aporte de material mineral a la corriente.

Las actividades que favorecen la erosión son: la agricultura y el pastoreo, que degradan y compactan el suelo; cambios en el régimen del flujo, que a su vez, modifican el régimen de humedad natural en el banco; dragados y obras de canalización que inducen su incisión. Ésta última, no se observó en la zona de estudio.

De acuerdo, a Thorne (1990), las condiciones óptimas del banco se presentan cuando al menos 50 % de las dimensiones del banco se cubren por especies leñosas, macrófitas o rocas, y no hay evidencia de inestabilidad del banco, erosión por actividades humanas y el límite del agua es irregular de forma natural. Por el contrario, cuando la cobertura de especies leñosas se presenta en un área menor a 50 %;

hay ausencia de rocas, inestabilidad, realineaciones o revestimiento del banco, las condiciones son inadecuadas.

III.3.6. Conectividad lateral e inundaciones

Época de lluvia. Para la época de lluvias, los cinco puntos de estudio presentaron un estado "muy bueno" ya que la zona de inundación se encontró en condiciones naturales, sin restricciones en el cauce para desbordarse hacia el área conexas. También se observaron diferentes materiales que fueron transportados por los excesos de la corriente, y que se almacenaron en dicha zona.

Época de estiaje. Los cinco sitios mostraron un descenso al estado "bueno", con respecto al periodo de lluvias, debido a la inexistencia de madera, ramas muertas u otro material que indicara su transporte desde aguas arriba y su posterior depósito en el área contigua al cauce.

Sin embargo, esto se puede relacionar con la época de estiaje y con la disminución del volumen hídrico en el cauce, debido a su frecuente desvío para suministro del distrito de riego, lo que explica la baja posibilidad de inundar la zona lateral.

Cabe mencionar, que la productividad del DR- 08 depende fuertemente de las derivaciones del agua del río, las cuales ocurren durante todo el año aunque los volúmenes varían con la temporada. Las comunidades rurales reciben agua potable de los pozos de extracción.

De acuerdo a González y García (2006), la conectividad lateral es importante durante el crecimiento y la recesión de la inundación, ya que se transfieren biota,

sedimentos y nutrientes. Donde la liberación de éstos y de carbón orgánico disuelto, desde la superficie de sedimentos y su transporte de regreso al río, constituye una fuente importante de energía para los organismos acuáticos, lo que representa la base de alimento de los sistemas lóticos (Thoms 2003).

La conectividad lateral se asocia a las fluctuaciones del nivel del agua del río. Es decir, al régimen de variabilidad de los escurrimientos. Sin embargo, las actividades humanas pueden alterarla, al modificar los patrones hidrológicos naturales y al reducir las llanuras de inundación.

En otras palabras, los cambios de uso de suelo (como elevaciones en el banco y establecimiento de diques o presas) y la regulación del flujo, disminuyen el flujo máximo anual, la frecuencia de la inundación y su talla.

Esto, tiende a disminuir la biodiversidad, alterar el tránsito y la dispersión de especies a lo largo del corredor, y priva a muchas especies de refugio, alimento, áreas de nidación y de cría. Sin mencionar, que los organismos fragmentadores son el eslabón primario en la degradación de los compuestos orgánicos que ingresan a los cuerpos de agua, y por lo tanto, su desvanecimiento podría provocar un “efecto cascada” en las demás etapas de la descomposición de residuos orgánicos (Romero *et al.* 2014).

Así, las condiciones óptimas de la conectividad lateral se observan, cuando la zona ribereña se inunda frecuentemente (al menos, una vez entre 2-8 años) y no hay restricciones adyacentes al canal para inundar el área (González y García 2006).

III.3.7. Conectividad lateral y sustratos

Época de lluvia. Venados, Ayacazintla, San Sebastián y San Cristóbal se distinguieron por el estado "muy bueno". Cuyo sustrato se consideró con permeabilidad original, libre de impactos que comprometieran su capacidad de infiltración. Es decir, el sustrato se encontró cubierto por detritus de vegetación, diferentes tipos de semillas y plantas, entre las que destacan los pastos *Chloris virgata* Sw. y *Chloris submutica* Kunth y las herbáceas *Amaranthus hybridus* L. y *Simsia amplexicaulis* (Cav.) Pers.

Estas características en conjunto, permitieron observar un adecuado desarrollo de la cubierta vegetal. En consecuencia, notar la conectividad natural entre el cauce y el área ribereña, y la permeabilidad normal del sustrato ya que no se halló evidencia de infraestructura superficial o subterránea que repercutiera en la recarga subterránea.

Jilotla se ubicó en estado "bueno". Mostró condiciones similares a las de los otros puntos de estudio, con la diferencia del tamaño de la franja ribereña, la cual se encontró severamente reducida en ambos márgenes del río.

Debe recordarse, que de acuerdo al índice, al menos en uno de sus márgenes se deben mantener ciertas condiciones para asegurar la funcionalidad del atributo en el segmento del río en estudio. Para este caso, la escasa anchura de la zona riparia disminuye su conectividad con el cauce e influye significativamente, en su capacidad de infiltración y de recarga subterránea.

Época de estiaje. En la época de estiaje, Venados y Jilotla mantuvieron los estados "muy bueno" y "bueno", respectivamente, debido a que presentaron condiciones óptimas del atributo, similares a las que presentaron en la época de lluvia.

Por el contrario, Ayacazintla y San Cristóbal, descendieron su estado a "bueno" y San Sebastián, a "moderado". Pese a que parte la superficie del suelo estuvo cubierta por detritus de vegetación y pastos, los descensos en los estados ambientales se atribuyeron al recorte de área ribereña en la que además, la cobertura de caracterizó por parches de vegetación. En San Cristóbal se apreció el terreno compacto a causa del pisoteo de animales domésticos. Estas condiciones en conjunto, reducen la capacidad de infiltración del suelo y la recarga subterránea.

La permeabilidad del suelo ripario juega un papel importante en el funcionamiento del ecosistema: permite que los suelos tengan una gran capacidad de almacenamiento de agua, facilita la infiltración y recarga subterránea durante las inundaciones: una franja porosa, amplía las dimensiones en las que se llevan a cabo las conexiones verticales (zona hiporreica), entre el río y el acuífero.

Además, a través de los flujos vertical y horizontal de agua, la VR influye en las propiedades fisicoquímicas del agua que se filtra o que ingresa al canal.

A continuación, se describe el comportamiento de los atributos del RQIM en cada punto de estudio, según el periodo de lluvias y de estiaje:

Sitio 1. Venados

En la figura 6 se observan las puntuaciones que permitieron estimar la calidad de los siete atributos que conforman el índice RQIM, en las épocas de lluvia y estiaje. Cabe recordar, que el índice RQIM valora dicha calidad con base en la siguiente escala: 15-13, muy bueno; 12-10, bueno; 9-7, moderado; 6-4, pobre; y 3-1, malo.

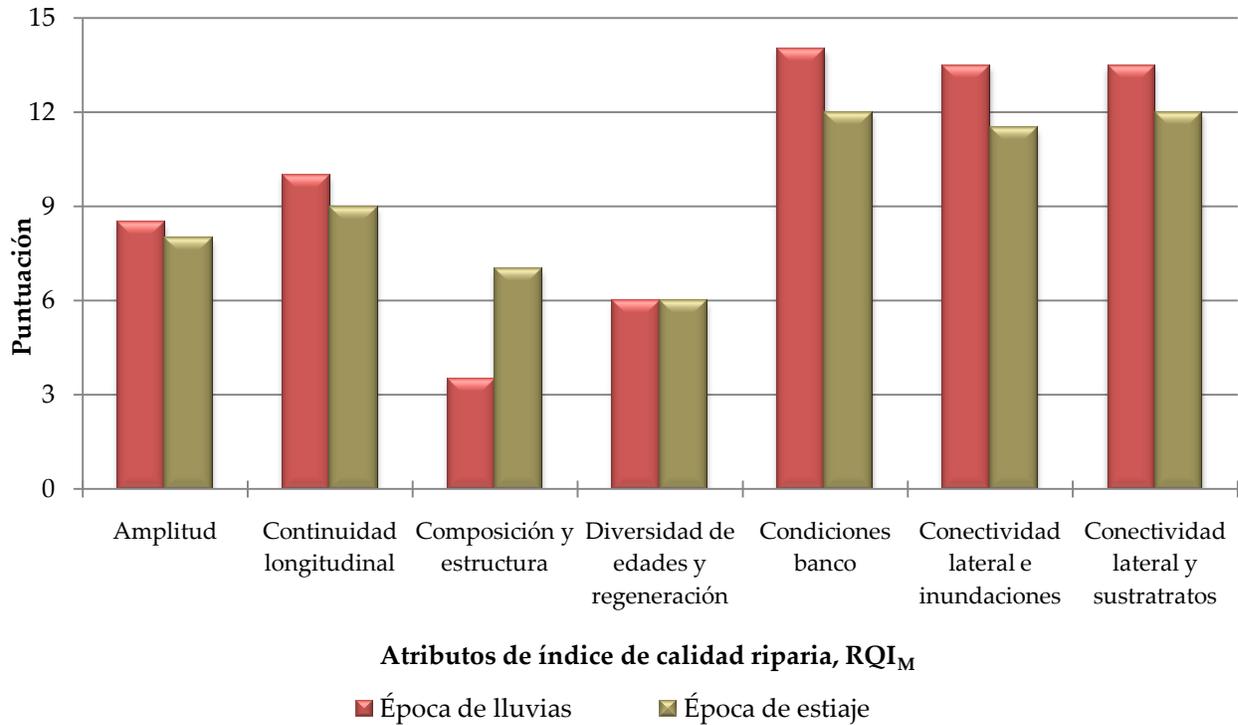


Figura 6. Valoraciones de los atributos del índice RQI_M, tramo Venados

Época de lluvia. Los tres primeros atributos (continuidad longitudinal, dimensión lateral y composición y estructura de la zona riparia), los que se relacionan con la estructura de la vegetación, obtuvieron calidades de "bueno a pobre", mientras que los siguientes cuatro (diversidad de edades y regeneración, condiciones del banco, conectividad lateral e inundaciones y conectividad lateral y sustratos), que se asocian al funcionamiento del ecosistema ribereño, indicaron estado "muy bueno" y solo en regeneración de especies, estado "pobre".

Época de estiaje. Los primeros tres atributos indicaron estado "moderado"; regeneración de especies, "pobre"; los restantes, "bueno".

Como se puede notar en la figura 6, los atributos que se relacionan con la estructura de la vegetación, presentaron menor calidad que aquellos que se asocian al funcionamiento del ecosistema ripario. Este comportamiento fue similar en los dos periodos de estudio. Esto obedece, a que la cubierta vegetal se impactó fuertemente por la reducción de las dimensiones del corredor, lo cual se hizo para ampliar el área agrícola y abrir caminos vehiculares.

En lo que refiere a las propiedades que permiten el funcionamiento del ecosistema ripario, éstas tienen una relación más estrecha con la dinámica hidromorfológica, la cual, se estimó como óptima pese a las derivaciones de agua del río para suministro del DR- 08. Cabe mencionar, que se mantuvo la conectividad lateral del cauce con la llanura de inundación, puesto que no se observaron modificaciones en la sinuosidad natural del cauce, levantamiento o sellado de bancos, edificaciones u obras hidráulicas que pudieran interferir con el movimiento adyacente del agua.

En la RBBM, las avenidas extraordinarias que se presentan llenan rápidamente la laguna Metztitlán, la cual tiene poco volumen de almacenamiento e insuficiente capacidad de desfogue, lo que inunda la zonas ribereña y agrícola con una frecuencia de inundación cada 2.5 años (CNA 2003). Los desbordamientos llegan frecuentemente hasta Venados y pasan antes, por los demás sitios de estudio de esta investigación, en los que incluso, llegan a persistir por más de seis meses.

Es importante mencionar, que el índice RQIM valora el estado ecológico global del río con base en la siguiente escala: 130-150, muy bueno; 129-100, bueno; 99-70, moderado; 69-40, pobre; 39-10, malo; y < 10, muy malo. Con base en lo anterior,

Venados obtuvo valores de 90 y 91, lo que le confirió un estado ecológico "moderado" para ambos periodos.

Sitio 2. Ayacazintla

En la figura 7 se observan las puntuaciones que permitieron estimar la calidad de los atributos del índice RQI_M.

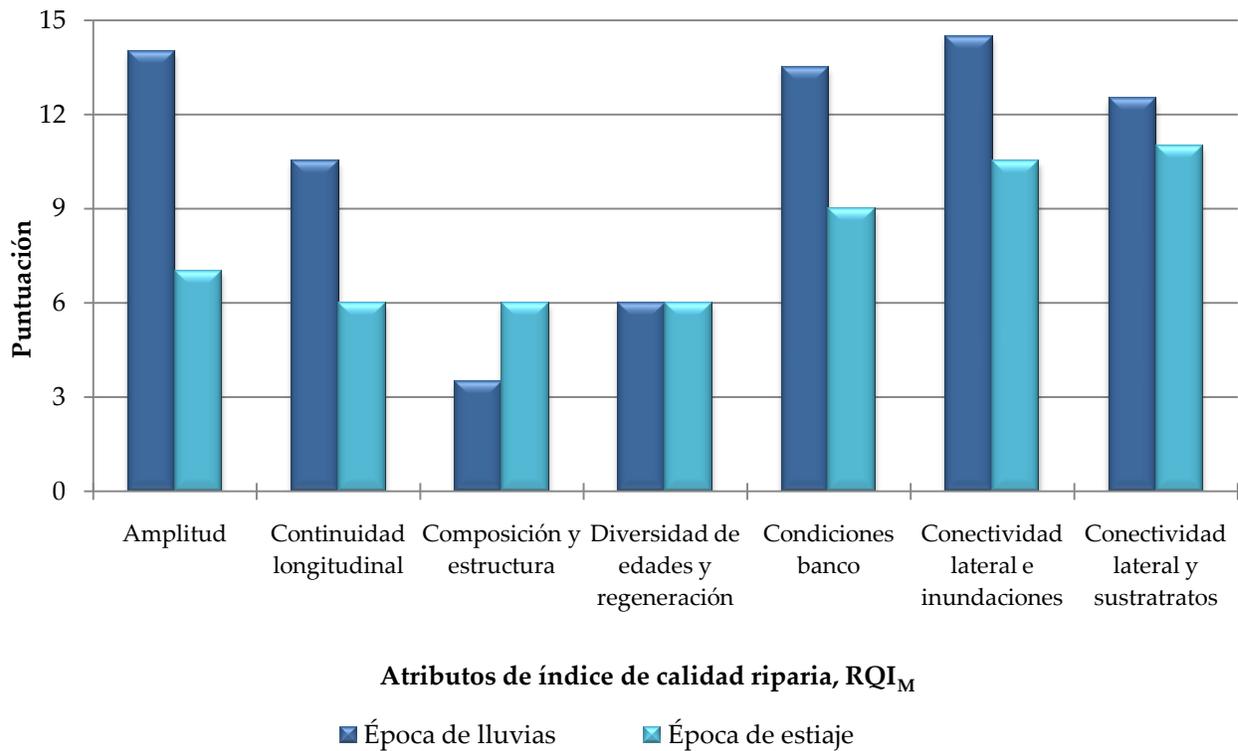


Figura 7. Valoraciones de los atributos del índice RQI_M, tramo Ayacazintla

Época de lluvia. La estructura de la VR se determinó con estados de "muy bueno a pobre", y los atributos sobre la funcionalidad del corredor, se distinguieron en su mayoría por "muy bueno".

En este sitio, los impactos humanos afectaron principalmente el margen derecho, en el que se notó una reducción de las dimensiones del corredor para dar paso a las actividades agrícolas, así como a un camino vehicular. Sin embargo, en ambos lados del cauce, se notaron claros en la VR. Destacaron por su abundancia, las especies exóticas *Arundo donax* L. y *Ricinus communis* L. La regeneración de especies leñosas se limitó al sauce llorón (*Salix chilensis* Molina), los bancos mostraron estabilidad al encontrarse regularmente cubiertos por plantas. El cauce exhibió meandros naturales y cúmulos de detritus y troncos en las curvaturas del canal. No se registraron impactos que pudieran interferir con la conectividad lateral e influir en la recarga hídrica.

Época de estiaje. Las características relativas a la estructura y composición vegetal, mostraron deterioro (Figura 8), por lo que su calidad con respecto al periodo de lluvias, disminuyó a "moderado y pobre". Esta pérdida de calidad, también ocurrió con las propiedades relativas al funcionamiento del corredor, cuyos estados se estimaron de "bueno a pobre".

La pérdida de calidad se atribuyó a los bancos, que presentaron menor cobertura vegetal e implicó su inestabilidad y erosión. También, al descenso del caudal que redujo considerablemente el área de desborde. Sin embargo, esto pudo ocurrir, no solamente por el periodo de estiaje sino también, por causas humanas. Es decir, DR- 08 demanda grandes volúmenes de agua del río, por lo que se reduce la llanura de inundación y con ello, el intercambio de materia y energía entre el cauce y la zona ribereña.

Lo anterior, permitió sumar 103 y 75 puntos para Ayacazintla, que indicaron estados ecológicos "bueno y moderado" para la época de lluvias y de estiaje, respectivamente.

Sitio 3. Jilotla

En la figura 8 se observan las puntuaciones que permitieron estimar la calidad de los atributos del índice RQI_M.

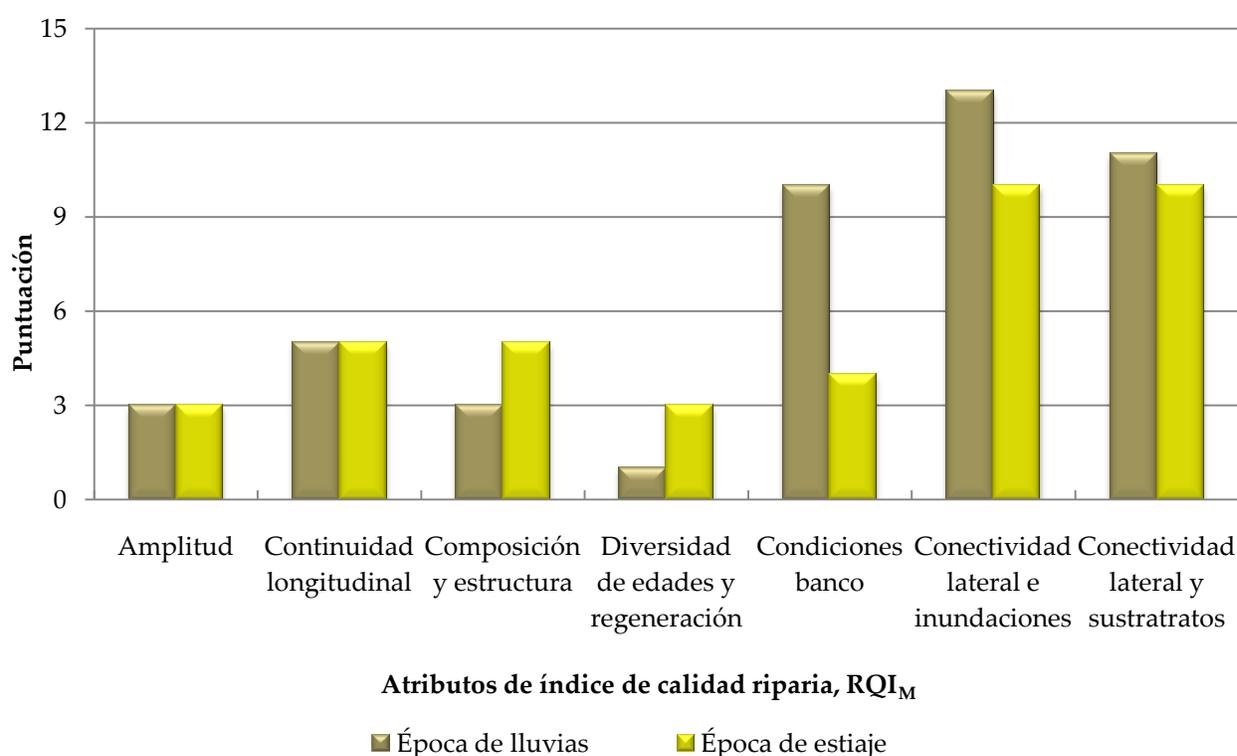


Figura 8. Valoraciones de los atributos del índice RQI_M, tramo Jilotla

Época de lluvia. La estructura de la VR se determinó con estados "pobre y malo". Esto se debió a la reducción del ancho de la franja, la fragmentación del corredor debido a parches de vegetación aislados y una cobertura carente de árboles y con dominio de

especies exóticas, como *Arundo donax* L. y *Ricinus communis* L. en ambos márgenes. El deterioro se relacionó al acrecentamiento del área agrícola.

En la funcionalidad del corredor, la ausencia de árboles y la escasa cobertura vegetal impiden la diversidad de edades y la regeneración de especies leñosas y arbustivas, por lo que indicó estado "malo".

En lo que refiere a las condiciones del banco y la conectividad lateral y vertical del cauce, obtuvieron calidades "moderado, muy bueno y bueno" debido a que el banco mostró cobertura vegetal regular, pero solo de *Arundo donax* L. No se observaron impactos humanos que interfirieran con el desbordamiento lateral del cauce.

Época de estiaje. Como se observa en la figura 8, los atributos relativos a la amplitud y continuidad longitudinal se mantuvieron con respecto a los de la época de lluvia, salvo la composición y estructura de la vegetación, que mejoró su calidad al aumentar su diversidad de herbáceas por ejemplo el acahual blanco (*Bidens pilosa* L.) y el clavel de pozo (*Eclipta prostrata* (L.) L.). También se incrementó la diversidad de pastos como el coyolillo (*Cyperus odoratus* L.) y coquillo rojo (*Cyperus rotundus* L.).

En lo que refiere a las condiciones del banco y la conectividad lateral del cauce, la calidad disminuyó con respecto al periodo de lluvias (Figura 19). Esto se debió al depósito de materiales de construcción principalmente en el banco derecho, lo que dañó la calidad del hábitat físico, su dinámica con el cauce y la conexión hidrológica a partir de la cual se establece el intercambio de materia y energía entre el cauce y su llanura de inundación. Por esto, Jilotla obtuvo valores de 57 y 53 puntos que indicaron estado ecológico "pobre" para los periodos de lluvia y estiaje, respectivamente.

Sitio 4. San Sebastián

En la figura 9 se observan los valores que permitieron estimar la calidad de los atributos del índice RQI_M.

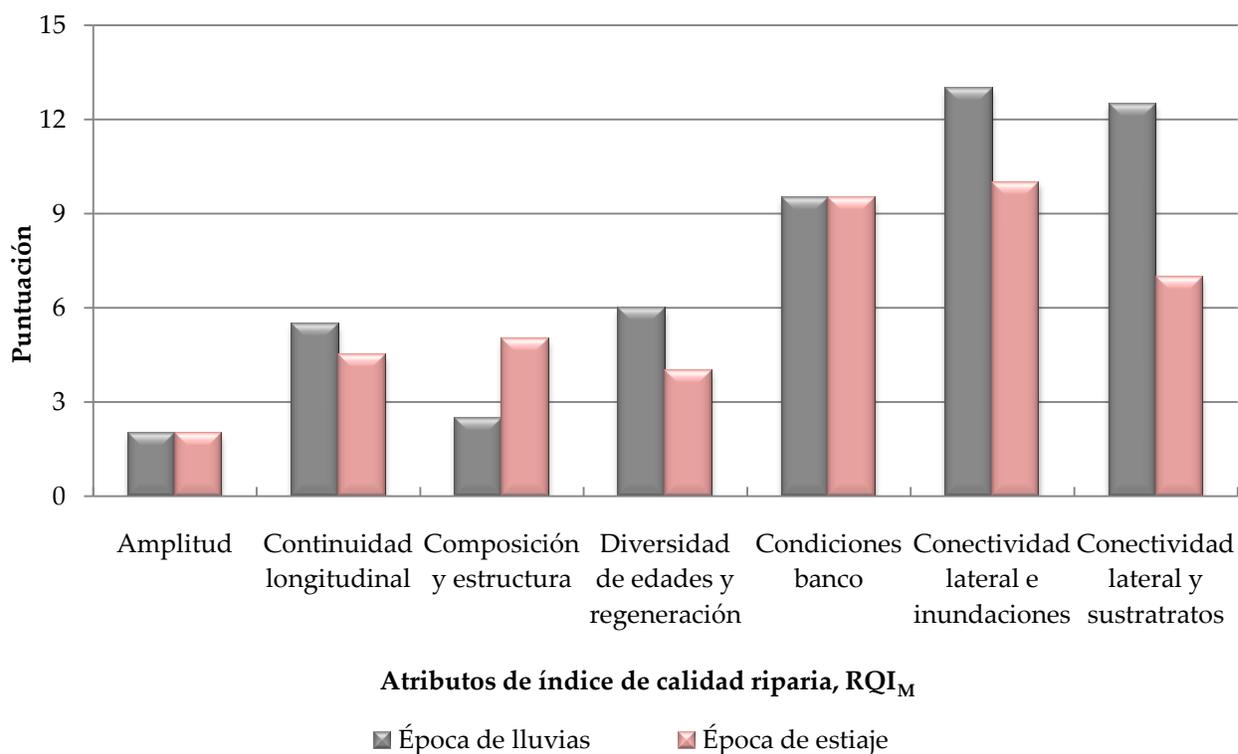


Figura 9. Valoraciones de los atributos del índice RQI_M, tramo San Sebastián

Época de lluvia. La estructura de la VR se determinó con estados "malo y pobre". El ancho de la franja se encontró severamente reducido, con espacios abiertos que indicaron la fragmentación en la continuidad longitudinal, y la composición definida por *Arundo donax* L. y escasamente, por el sauce llorón (*Salix chilensis* Molina).

La regeneración de especies leñosas presentó un estado "pobre", ya que de la VR se alimentan animales domésticos (cabras, caballos y borregos). El banco se observó estable, con cobertura vegetal moderada y algunos espacios erosionados. No se

observaron edificaciones, obras hidráulicas u otros, que impidieran la conexión hidrológica del cauce con las zonas laterales y la recarga subterránea.

Época de estiaje. Como se puede apreciar en la figura 9, la amplitud del cauce y las condiciones del banco, se mantuvieron con respecto a la época de lluvias. En lo que respecta a los demás atributos, hubo un descenso en la calidad, en respuesta a la regulación del flujo, que modifica el régimen natural del cauce, reduce el área de conexión con las zonas laterales y también, la recarga subterránea.

Sitio 5. San Cristóbal

En la figura 10 se observan los valores que permitieron estimar la calidad de los atributos del índice RQI_M.

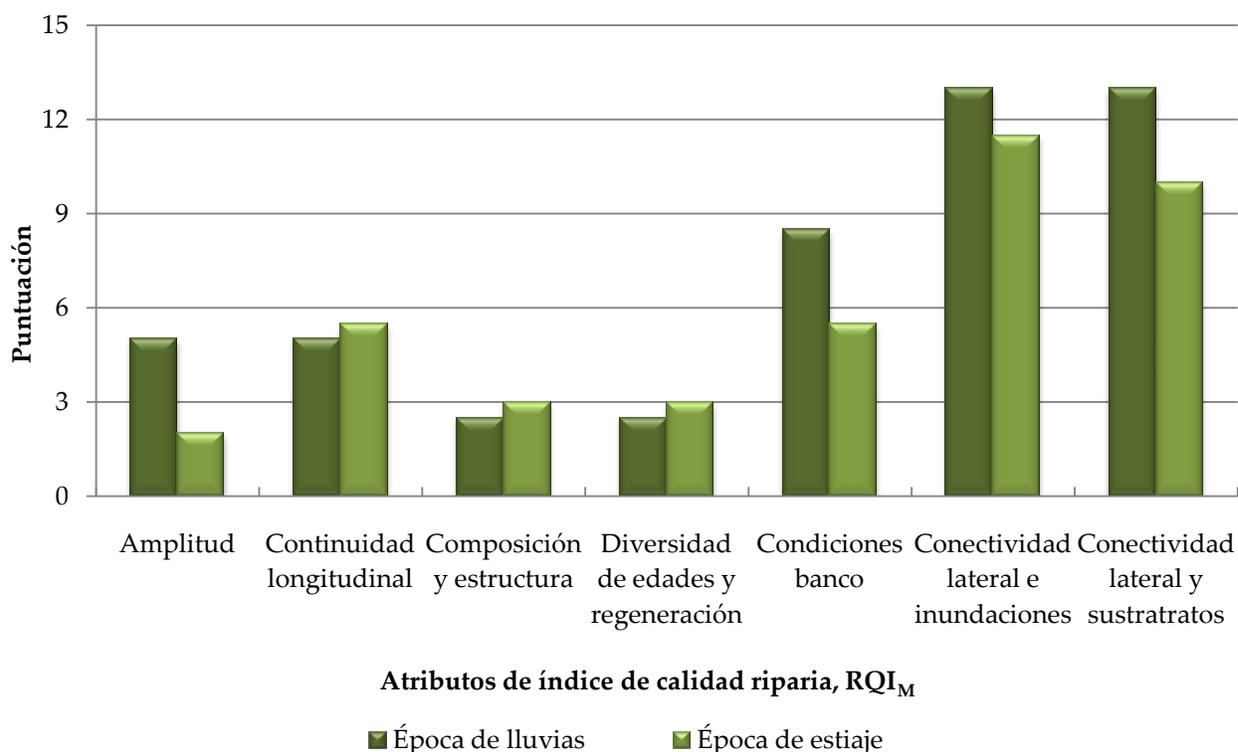


Figura 10. Valoraciones de los atributos del índice RQI_M, tramo San Cristóbal

Época de lluvia. La estructura de la VR se indicó en estados "pobre y malo", porque el ancho de la franja se encontró severamente reducida por asentamientos humanos, un tiradero de basura, descarga de aguas de criaderos de animales y actividades agrícolas. Se observaron múltiples espacios vacíos, carentes de vegetación, lo que condujo al aislamiento del sistema.

Adicionalmente, se encontraron varias especies exóticas que dominaron el paisaje: *Arundo donax* L., *Ricinus communis* L., *Brassica nigra* (L.) W.D.J. Koch y *Sorghum halepense* (L.) Pers. También, árboles frutales cultivados de durazno, *Prunus persica* (L.) Batsch; granada, *Punica granatum* L; plátano, *Musa paradisiaca* L; y guayabo, *Psidium guajava* L.

La "mala" regeneración de especies leñosas se limita al sauce llorón, *Salix chilensis* Molina. Cabe mencionar, que la población que habita en la ribera, alimenta a sus animales de la VR, lo que dificulta la reproducción de las plantas. Como ya se mencionó anteriormente, las especies que se propagan con mucha facilidad son *Arundo donax* L., *Ricinus communis* L., pero son especies exóticas que tienden a desplazar a las nativas, sobretodo la primera.

La calidad del banco se estimó "moderado", se caracterizó por presentar sitios erosionados y una cobertura vegetal regular. La conectividad del cauce con la zona lateral se estimó "muy bueno" ya que no se observaron restricciones que dificultaran la conectividad pero sí compactación en el suelo debido al pastoreo de los animales.

Época de estiaje. Los atributos de la estructura y composición de la VR mantuvieron su calidad con respecto a la época de lluvias, excepto la amplitud, que se acortó más. En lo que refiere a las características del funcionamiento del corredor, éstas

disminuyeron su calidad debido a que aumentó la erosión en los bancos y regulación del flujo para suministro del distrito de riego 08, igual que en los puntos de estudio anteriores.

Por esto, San Cristóbal obtuvo valores de 57 y 51 puntos que indicaron estado ecológico "pobre" para los periodos de lluvia y estiaje, respectivamente.

III.3.8. Interpretación de los valores del índice RQI y estrategias de gestión

En la figura 11 se observan las puntuaciones que conforme el índice RQIM, permitieron estimar el estado ecológico de los sitios de estudio del río Meztitlán, en las épocas de lluvia y estiaje. Cabe recordar, que el índice RQIM valora el estado ecológico con base en la siguiente escala: 150-130, muy bueno; 129-100, bueno; 99-70, moderado; 69-40, pobre; y 39-10, malo; y < 10, muy malo.

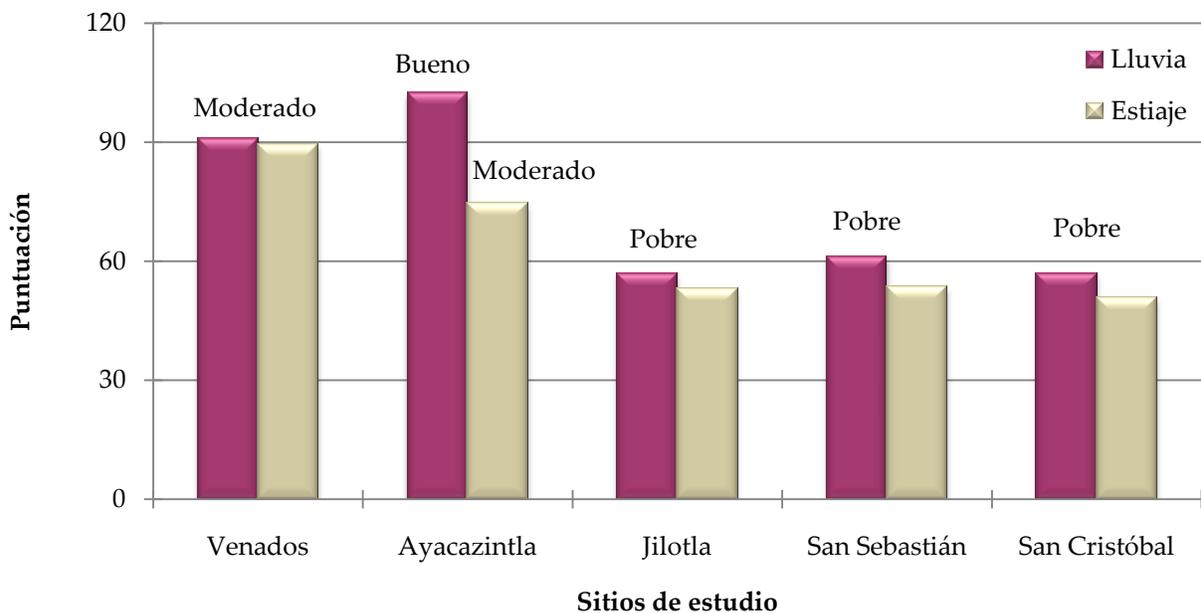


Figura 11. Valoraciones del estado ecológico del río Meztitlán, índice RQIM.

En la época de lluvia, Ayacazintla presentó mayor puntaje (102), lo que le confirió el estado ecológico "bueno". Venados, que en el trayecto del río se localiza aguas arriba de Ayacazintla, obtuvo el estado "moderado" y Jilotla, San Sebastián y San Cristóbal que geográficamente se ubican después de Ayacazintla y en dirección a la laguna, estado "pobre".

Con respecto a la estimación del RQIM en la época de estiaje, el estado ecológico disminuyó para Ayacazintla, "moderado", mientras que en los demás sitios, éste se mantuvo.

Venados y Ayacazintla. Con un estado ecológico "moderado", estos sitios presentaron varios atributos moderadamente alterados. Los sistemas requieren medidas de **restauración** para asegurar su funcionamiento hidrológico y ecológico.

Jilotla, San Sebastián y San Cristóbal. Con un estado ecológico "pobre", estos sitios presentan varios atributos severamente alterados. Se requieren medidas de restauración o rehabilitación, para recobrar las funciones hidrológicas y ecológicas. Se deben reducir las presiones humanas y sus impactos tanto como sea posible.

III.3.9. Propuestas de restauración y rehabilitación

Es importante señalar que restaurar y rehabilitar, son términos diferentes. La restauración ecológica trata de restituir el ecosistema perturbado hasta su condición natural, para lo cual, repara sus estructuras y funciones. Rescata las interacciones y procesos ecológicos naturales en los que las especies se relacionan entre sí y con el medio abiótico (SER 2004). También, recupera a las especies que protagonizan las funciones en el ecosistema para que éste actúe conforme los principios ecológicos, a la vez que, logren sustentabilidad y se integren a su contexto actual.

Es decir, la restauración ecológica se refiere al proceso de recuperar integralmente un ecosistema que se encuentra parcial o totalmente degradado, en cuanto a su estructura vegetal, composición de especies, funcionalidad y autosuficiencia, hasta llevarlo a condiciones semejantes a las originales.

Sin embargo, conseguir que un ecosistema recobre su estado original es difícil, aunque puede lograr una o varias trayectorias posibles. Esto dependerá del conocimiento que se tenga del ecosistema de referencia (previo al disturbio) y de su estado actual (post-disturbio; SER 2004): caracterización de ecosistemas e inventario mediante criterios de diversidad biológica, fragilidad del ecosistema, deterioro de la vegetación y del suelo, potencialidad de recuperación, viabilidad de la restauración, objetivos y metas del área, habitantes del área, visitantes, así como el efecto relativo de la restauración en la región ecológica.

En contraparte, la rehabilitación implica el mejoramiento desde un estado degradado, sin tener que producir el ecosistema original. En otras palabras, se puede recuperar la función ecosistémica sin rescatar completamente su estructura, por ejemplo, con el reemplazo de las especies que lo componen.

Existen varias técnicas para rehabilitar las franjas ribereñas, pero se den elegir aquellas que sean compatibles con las características físicas y ambientales de cada zona. Entre estas técnicas se pueden mencionar: cambio de uso de suelo, mejora del régimen de caudales, destrucción de bancos cimentados y obras de defensa, renaturalización de su morfología, plantaciones con especies ribereñas, eliminación de especies exóticas y árboles muertos, control fitosanitario, poda de vegetación natural (con base en sus características anatómicas y fisiológicas, a cargo de personal

calificado, ya que se puede provocar el debilitamiento progresivo y muerte de muchos ejemplares).

Dado que se carece de información relativa a las condiciones prístinas del ecosistema ribereño de la RBBM, se plantean las siguientes propuestas para mejorar su condición dentro del contexto actual y con ello, contribuir a elevar el estado ecológico del río Metztlán:

1. Ampliar las dimensiones de la franja ribereña

Como ya se analizó anteriormente, existen diferentes opiniones sobre la medida óptima que debe conservar la franja ribereña. Para ello es importante definir las metas de la rehabilitación:

Se requiere que el ecosistema mantenga su funcionalidad, en la que contribuya a mejorar la calidad del agua del cauce, soporte la diversidad florística y faunística propias de la ribera.

En este contexto, mejorar o proteger la calidad del agua, Granados *et al.* (2006), recomiendan un ancho de la franja riparia ≥ 16 m; Nichols *et al.* (1998), ≥ 18 ; y Woodard and Rock (1995), ≥ 15 m. Para mantener la diversidad de plantas, Spackman and Huges (1995), señalan 10-30 m. Para soportar el hábitat de aves, Darveau *et al.* (1995) indican ≥ 60 m; Richardson and Miller (1997), > 40 m; Spackman and Huges (1995), 75-175 m.

Por tal motivo, y con base en los criterios anteriores, en este trabajo se sugiere que en el río Metztlán se conserve una amplitud de al menos, 16 m en cada margen. Ya que en la región se desarrollan actividades agrícolas que aportan grandes

cantidades de fósforo y nitrógeno a los cursos de agua, a través de la contaminación difusa. Esta medida también aseguraría el mantenimiento de la vegetación nativa, con una baja amenaza de malezas invasoras, y favorecería la mayoría de las funciones acuáticas. Según Mollër (2011), estaría dentro del ancho mínimo que se utiliza por cubrir múltiples objetivos, entre ellos la calidad del agua.

2. Promover la continuidad longitudinal

Es conveniente mejorar la conectividad entre los fragmentos vegetales de la franja, ya que la rehabilitación de un terreno ripario alterado, se puede lograr mucho más rápido si se encuentra en un paisaje continuo, que en un paisaje de poca conectividad (Ceccon, 2003).

De tal forma que, una mejora en la continuidad longitudinal podría favorecer el flujo de semillas, polen y animales a través del corredor, así como favorecer la tasa de migración en las zonas restauradas. Está comprobado que hasta los fragmentos más pequeños, en paisajes sumamente conectados, pueden presentar una alta diversidad (Ceccon, 2003).

3. Reforestar

Las dimensiones de la franja y los espacios vacíos que favorecen la discontinuidad longitudinal, se deben reforestar con especies de árboles y arbustos nativos del área, tolerantes a las inundaciones y a la depositación de sedimentos. Se busca que los matorrales y arbustos propicien un desarrollo amplio y balanceado de raíces y follaje denso.

Es importante que las plantaciones se realicen con especies autóctonas, para que se asegure una adecuada variabilidad y mezcla de genéticas locales (Magdaleno 2013). Esto minimiza el efecto de las actividades humanas y evita la contaminación biológica por la entrada de especies alóctonas en estos ambientes (Garilleti *et al.* 2013).

Además, las especies autóctonas se desarrollan bien en esas condiciones ecológicas, por lo que se adaptan apropiadamente al medio y se encuentran en equilibrio, con los demás organismos que forman parte del ecosistema (Magdaleno 2011).

Es conveniente planear la reforestación con base en las características específicas de cada especie, de la zona e incluso, de las estaciones del año.

Para el caso de la RBBM, se detectó a las siguientes especies nativas: en el estrato arbóreo, al sauce llorón (*Salix chilensis* Molina); en el arbustivo, a *Baccharis salicifolia* (Ruiz & Pavón) Pers. (jara), *Pavonia uniflora* (Sessé & Moc.) Fryxell y *Lantana velutina* M. Martens & Galeotti (confite).

4. Eliminar especies exóticas de la franja ribereña

Como ya se señaló con anterioridad, las especies exóticas *Arundo donax* L. (carrizo) y *Ricinus communis* L. (higuerilla) dominaron en el paisaje del corredor, sobre todo a partir de Ayacazintla hacia aguas abajo. Además, se percató que en los lugares donde hubo pérdida de vegetación, estas plantas tendieron a ocupar esos espacios, por lo que impidieron que se regeneraran las especies nativas.

De acuerdo a Sanz-Elorza (2004), las especies exóticas como *Arundo donax* L., a menudo condicionan el desarrollo de los procesos naturales de una ribera que se

encuentra en buen estado de conservación. Por lo que eliminarlas, es una técnica positiva en el mejoramiento de la estructura y funcionamiento de la ribera.

Sin embargo, esto debe realizarse conjuntamente con otras acciones que contribuyan a reducir las condiciones que permiten la colonización de esas especies, con un enfoque integral y pleno conocimiento de la estructura y funcionamiento del ecosistema acuático.

La rehabilitación de las franjas ribereñas es una práctica poco usual en México, debido a la poca importancia que se les da a los ecosistemas acuáticos. La vegetación ribereña desempeña un papel importante en el estado ecológico de los ríos.

III.4. CONCLUSIONES

Se evaluó el estado ecológico en cinco sitios del río de la Reserva de la Biósfera de la Barranca de Metztitlán, Estado de Hidalgo, mediante el indicador biológico “vegetación ribereña” y el índice Riparian Quality Index. Para ello, se realizó el inventario de la vegetación ribereña, en el que se identificaron 122 especies de plantas vasculares, las que pertenecen a 39 familias y 101 géneros. De estas especies, 73 son nativas; 32, exóticas; 16, de origen incierto; ninguna se encontró en categoría de riesgo de acuerdo a la NOM 059-SEMARNAT-2010. Se ajustó el índice a las condiciones particulares del río Metztitlán y se aplicó en las épocas de lluvia y estiaje, en las que Venados y Ayacazintla presentaron un estado ecológico "moderado" porque varios de sus atributos se determinaron moderadamente alterados. Jilotla, San Sebastián y San Cristóbal, indicaron un estado ecológico "pobre", al presentar varios atributos severamente alterados. En los cinco sitios, los sistemas requieren medidas de restauración o rehabilitación, para recobrar sus funciones hidrológicas y ecológicas. El Riparian Quality Index es una herramienta de fácil empleo, que permite a través del

análisis de las relaciones entre factores bióticos y abióticos del sistema, definir su grado de deterioro. Sin embargo, es un índice subjetivo, ya que depende de las valoraciones del evaluador. Además, requiere contemplar el impacto de otras actividades humanas sobre los atributos, como construcciones, descargas de aguas residuales, actividades pecuarias y forestales.

III.5. RECOMENDACIONES

La evaluación del estado ecológico del río Metztitlán presentada en este trabajo, mediante el indicador vegetación ribereña y la aplicación del índice RQI, se debe complementar con el estudio de otros indicadores biológicos.

III.6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Boccolini M. F. Oberto A. M. y Corigliano M. del C. (2005). Calidad ambiental en un río urbano de llanura. *Biol. Acuát.* 22, 59-69.
- Boose A. B. y Holt J. S. (1999). Environmental effects on asexual reproduction in *Arundo donax*. *Weed Res.* 39, 117-127.
- Ceccon E. (2003). Los bosques ribereños y la restauración y conservación de las cuencas hidrográficas. *Ciencias* 72, 46-53.
- CNA. (2003). Análisis integral del río Amajac para definir la problemática que podría presentar aguas debajo de la confluencia con el río Almolón, una vez construido el túnel en la Vega de Metztitlán, establecer las características de funcionalidad del río Amajac después de la confluencia del río Almolón para evitar daños en los terrenos agrícolas y unidad de riego ubicadas en las Vegas, Estado de Hidalgo. Comisión Nacional del Agua. México, DF. [CD-ROM].
- CONANP. (2003). Programa de Manejo Reserva de la Biósfera Barranca de Metztitlán, México. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Programa de manejo, México, D.F., 209 p.
- Darveau y colaboradores (1995). In: Fischer R., Martin C. and Fischenich C. (2000). International conference on riparian ecology and management in multi-land use

watersheds american water resources association. Improving riparian buffer strips and corridors for water quality and wildlife, US, 7p.

Décamps H., Joachim J. y Lauga J. (1987). The importance for birds of the riparian woodlands within the alluvial corridor of the River Garonne, south west France. *Regulated Rivers: Research and Management* 1, 301-316.

Ede F. y T. Hunt. (2009). Understanding why weeds flourish in riparian zones. *Thinking Bush-Thinking Weeds. Land & Water Australia* 8, 14-15.

Estrela T. (1994). Asistencia técnica para la ordenación de cauces y márgenes inundables: informe parcial sobre aspectos prácticos de la definición de la máxima crecida ordinaria. Centro de Estudios Hidrográficos. Madrid, España. 49 pp.

Flora fanerogámica del Valle de México. 2a. ed. Instituto de Ecología, A.C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Pátzcuaro, Michoacán,

Garillete R., Calleja J. A. y Lara F. (2013). Vegetación ribereña de los ríos y ramblas de la España meridional (Península y archipiélagos). Ministerio de Agricultura, Alimentación y ambiente, Madrid, España. 644 p.

Garzón-Zuñiga M. y Buelna G. (2014). Caracterización de aguas residuales porcinas y su tratamiento por diferentes procesos en México. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 30, 65-79.

GEH. (2001). Ordenamiento Ecológico Territorial del Estado de Hidalgo. Reporte Institucional del Estado de Hidalgo. Gobierno del Estado de Hidalgo. Estado de Hidalgo, México. [CD-ROM].

González C. M. S. (2011). Análisis de la normativa, criterios y escenarios para la determinación del ancho de franjas ribereñas como áreas de protección en Costa Rica. Tesis de Magister Scientiae. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Escuela de Posgrado. Turrialba, Costa Rica, 120 p.

González M. T. y García J. D. (2011). Riparian Quality Index (RQI): A methodology for characterising and assessing the environmental conditions of riparian zones. *Limnetica*, 30, 235-254.

González T. M. y García J. D. (2006). Attributes for assessing the environmental quality of riparian zones. *Limnetica* 25, 389-402.

- Granados S. D., Hernández G. M. Á. y López R. G. F. (2006). Ecología de las zonas ribereñas. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 12, 55-69.
- Guevara G., Reinoso G., García J. E., Franco L. M., García L. J., Yara D. C., Briñez N., Ocampo M., Quintana M. I., Pava D. Y., Flórez N. Y., Ávila M. F., Hernández E. E., Lozano L. A., Guapucal M., Borrero D. A. y Olaya E. J. (2008). Aportes para el análisis de ecosistemas fluviales: una visión desde ambientes ribereños. *Revista Tumbaga* 3, 109-127.
- Huber A., Iroumé A., Mohr C., y Frêne C. (2010). Efecto de las plantaciones de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* sobre el recurso agua en la Cordillera de la Costa de la Región del Biobío, Chile. *Bosque* 31, 219-230.
- Hughes F. M. R. (2003). *The Flooded Forest: Guidance for policy makers and river managers in Europe on the restoration of floodplain forests*. FLOBAR2, Department of Geography, University of Cambridge, UK. 90 pp.
- Kutschker A., Brand C. y Miserendino M. L. (2009). Evaluación de la calidad de los bosques de ribera en ríos del NO del Chubut sometidos a distintos usos de la tierra. *Ecol. Austral* 19, 19-34.
- Lemly A. D. y Hilderbrand R. (2000). Influence of large woody debris on stream insect communities and the benthic detritus. *Hydrobiologia* 421, 179-185.
- Magdaleno M. F. (2011). *Manual de técnicas de restauración fluvial*. Monografías CEDEX, M-100. 2da. edición. Centro de Publicaciones, Secretaría General Técnica, Ministerio de Fomento. España, 300 p.
- Magdaleno M. F. (2013). Las riberas fluviales. *Ambienta* 104, 90-101.
- Mancilla G., Valdovinos C., Azocar M., Jorquera P. y Figueroa R. (2009). Efecto del reemplazo de la vegetación nativa de ribera sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en arroyos de climas templados, Chile central. *Hidrobiológica* 19, 193-203.
- McNaught D., Rudek J. y Spalt E. (2003). Riparian Buffers: Common sense protection of North Carolina's water. *Environmental defense, US*, 38p.

- Mollér P. (2011). Las franjas de vegetación ribereña y su función de amortiguamiento, una consideración importante para la conservación de humedales. *Gestión Ambiental* 21, 96-106.
- Nichols y colaboradores (1998). In: Fischer R., Martin C. and Fischenich C. (2000). International conference on riparian ecology and management in multi-land use watersheds american water resources association. Improving riparian buffer strips and corridors for water quality and wildlife, US, 7p.
- Ochoa C. (2007). Usos conflictivos del agua: Búsqueda de soluciones. *Dyna* 74, 51-61.
- Ramsar Sites Information Service. [En línea]. Lugar de publicación desconocido. Fecha de actualización: Mayo 2007. Fecha de cita: junio 2009. Disponible en: www.ramsar.org/sitelist.doc.
- Richardson and Miller (1997). In: Fischer R., Martin C. and Fischenich C. (2000). International conference on riparian ecology and management in multi-land use watersheds american water resources association. Improving riparian buffer strips and corridors for water quality and wildlife, US, 7p.
- Richardson D. y Pysek P. (2006). Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Prog. Phys. Geog.* 30, 409-431.
- Rodríguez de los Santos (2005). In: Enríquez S. A. (2009). Especies vegetales exóticas en cauces y riberas. Asociación y Colegio Oficial de Ingenieros Técnicos Forestales. Comunicación técnica. *Foresta* 41, 58-69.
- Romero F. I., Cozano M. A., Gangas R. A. y Naulin P. I. (2014). Zonas ribereñas: protección, restauración y contexto legal en Chile. *Bosque* 35, 3-12.
- Rzedowski G. C., Rzedowski J. y colaboradores. (2005). Flora fanerogámica del Valle de México. Instituto de Ecología, A. C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Pátzcuaro, Michoacán. México, 1406 pp.
- Sanz-Elorza M., Dana E. D., Sobrino, E. (2004). Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid, España. 384 p.
- SEMARNAT (2010). Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio. Lista de especies en

riesgo. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. 30 de diciembre de 2010.

SER. (2004). Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group. The SER International Primer on Ecology Restoration. www.ser.org&Tucson: Society for Ecological Restoration International.

Sirombra M. y Mesa L. (2010). Composición florística y distribución de los bosques ribereños subtropicales andinos del Río Lules, Tucumán, Argentina. *Revista de Biología Tropical* 58, 499-510.

Spackman S. C. y Hughes J. W. (1995). Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation: species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, USA. *Biological Conservation* 71, 325-332.

Stewardson M. (2005). Hydraulic geometry of stream reaches. *Journal of Hydrology*, 306, 97-111.

Thompson R. M. y Townsend C. R. (2003). Impacts on stream food webs of native and exotic forest: an intercontinental comparison. *Ecology* 84, 145-161.

Thoms M. C. (2003). Flood-plain river ecosystems: lateral connections and the implications of human interference. *Geomorphology* 56, 335-349.

Thorne C. R. (1990). Effects of Vegetation on Riverbank Erosion and Stability. In: Thornes J. B. (ed.). *Vegetation and Erosion: Processes and Environments*. John Wiley & Sons: Chichester, UK. pp. 125-144.

Woodard and Rock. (1995). In: Fischer R., Martin C. and Fischenich C. 2000. International conference on riparian ecology and management in multi-land use watersheds american water resources association. Improving riparian buffer strips and corridors for water quality and wildlife, US. 7p.

Lista de cuadros

Cuadro I.	Características de los sitios de estudio	Página 114
-----------	--	---------------

Lista de figuras

Figura 1.	Reserva de la Biosfera de la Barranca de Metztitlán, Estado de Hidalgo.	Página 109
Figura 2.	Características de la estructura física de zonas riparias (González y García, 2006).	111
Figura 3.	Características del funcionamiento hidrológico y ecológico de las zonas riparias (González y García, 2006).	112
Figura 4.	Porcentaje de especies nativas, exóticas e inciertas en el margen izquierdo del río Metztitlán, en las épocas de lluvia y estiaje	121
Figura 5.	Porcentaje de especies nativas, exóticas e inciertas en el margen derecho del río Metztitlán, en las épocas de lluvia y estiaje	124
Figura 6.	Valoraciones de los atributos del índice RQIM, tramo Venados	134
Figura 7.	Valoraciones de los atributos del índice RQIM, tramo Ayacazintla	136
Figura 8.	Valoraciones de los atributos del índice RQIM, tramo Jilotla	138
Figura 9.	Valoraciones de los atributos del índice RQIM, tramo San Sebastián	140
Figura 10.	Valoraciones de los atributos del índice RQIM, tramo San Cristóbal	141
Figura 11.	Valoraciones del estado ecológico del río Metztitlán, índice RQIM	143

CONCLUSIONES GENERALES

Los ríos favorecen la vida y promotores del desarrollo de la sociedad, sin embargo, las actividades humanas frecuentemente lo impactan de forma negativa. Al producir una diversidad de contaminantes que se vierte directamente a los ríos, por lo común, sin tratamiento previo, a través de las descargas de aguas municipales, industriales y actividades agropecuarias. Los efectos sobre la biota acuática son diversos: toxicidad, bioacumulación y biomagnificación en la cadena trófica. Uno de los indicadores biológicos que permiten medir el estado ecológico de los ríos, es la vegetación ribereña. Su valoración, mediante el empleo del Riparian Quality Index, permitió determinar la calidad de la integridad ecológica del río Metztitlán, en la Reserva de la Biosfera de la Barranca de Metztitlán.

Debido a la importancia ecológica de los ríos, se propone que dentro de la nueva ley general de aguas mexicana, se incluya una sección de protección ambiental, en la que se contemple a la vegetación ribereña como elemento clave para evaluar el estado ecológico de los ríos, a través de una metodología estándar. También se sugiere, considerar otros indicadores biológicos que están relacionados con los ríos, como los peces o fitobentos. Continuar con el monitoreo del estado edológico del río estudiado.

Realizar estudios sobre la combinación de contaminantes que se pueden presentar en los sistemas acuáticos a través de las descargas de aguas residuales municipales, industriales y actividades agropecuarias, para determinar sus posibles sinergismos o antagonismos, así como sus efectos en la biota.

ANEXO A

Sitio de estudio: Venados



Figura A-1. Venados en época de lluvia



Figura A-2. Venados en época de estiaje



Figura A-3. Ayacazintla en época de lluvia



Figura A-4. Ayacazintla en época de estiaje



Figura A-5. Jilotla en época de lluvia



Figura A-6. Jilotla en época de estiaje



Figura A-7. San Sebastián en época de lluvia



Figura A-8. San Sebastián en época de estiaje



Figura A-9. San Cristóbal en época de lluvia



Figura A-10. San Cristóbal en época de estiaje

ANEXO B

Inventario de la vegetación ribereña del río Metztlán, Reserva de la Biosfera de la Barranca de Metztlán

Familia	Nombre científico	Nombre común	Estatus	Tipo de planta
Acanthaceae	<i>Thunbergia alata</i> Bojer ex Sims	Susana de los ojos negros	E	R
Amaranthaceae	<i>Alternanthera caracasana</i> Kunth	Verdolaga de puerco	N	R
	<i>Amaranthus hybridus</i> L.	Quelite	N	A, R
	<i>Gomphrena serrata</i> L.	Amor de soltero	N	R
Anacardiáceae	<i>Schinus molle</i> L.	Pirú	E	R
Apocynaceae	<i>Asclepias curassavica</i> L.	Hierba María	N	R
Asteraceae (Compositae)	<i>Acmella repens</i> (Walter) Rich.	Rosita amarilla	N	A, R
	<i>Ambrosia psilostachya</i> DC.	Altamisa	N	R
	<i>Baccharis salicifolia</i> (Ruiz & Pavón) Pers.	Jara	N	R
	<i>Bidens pilosa</i> L.	Acahuale blanco	N	R
	<i>Calyptocarpus vialis</i> Less.	Garañona	N	R
	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist.	Cola de caballo	ND	R
	<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist.	Pegajosa	PN	R
	<i>Conyza coronopifolia</i> Kunth		N	A, R
	<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	Clavel de pozo	N	A, R
	<i>Gnaphalium luteo-album</i> L.		E	R
	<i>Helenium mexicanum</i> Kunth	Cabezona	N	S y R
	<i>Heliopsis annua</i> Hemsl.	Cabezona	N	A
	<i>Heterosperma pinnatum</i> Cav.	Jarilla	N	R
	<i>Melampodium divaricatum</i> (Rich.) DC.	Botón de	N	A, R
	<i>Melampodium perfoliatum</i> (Cav.) Kunth	Ojo de perico	N	A

A, arvense; C, cultivada; E, exótica; I, incierto; N, nativa; ND, no disponible; PB, probablemente nativa; S, Silvestre; R, ruderal.

Continuación...

Familia	Nombre científico	Nombre común	Estatus	Tipo de planta
Asteraceae	<i>Parthenium bipinnatifidum</i> (Ort.) Rollins	Confitillo	N	A, R
(Compositae)	<i>Senecio inaequidens</i> DC.	Manzanilla de llano	E	A, R
	<i>Simsia amplexicaulis</i> (Cav.) Pers.	Acahual o Acahual	N	A, R
	<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill.	Lechugilla espinosa	E	S
	<i>Tanacetum parthenium</i> (L.) Sch. Bip.	Hierba de Santa María	E	R
	<i>Taraxacum officinale</i> F. H. Wigg.	Diente de león	E	R
	<i>Tridax procumbens</i> L.	Coronilla	N	A, R
	<i>Viguiera dentata</i> (Cav.) Spreng.		ND	R
	<i>Xanthium strumarium</i> L.	Abrojo	PN	A
Boraginaceae	<i>Heliotropium angiospermum</i> Murray	Cola de alacrán	N	A, R
	<i>Nama dichotoma</i> (Ruiz & Pav.) Choisy		N	A
Brassicaceae	<i>Brassica nigra</i> (L.) W.D.J. Koch	Mostaza negra	E	R
(Cruciferae)	<i>Descurainia virletii</i> (Fourn.) O. E. Schulz.		N	A, R
	<i>Lepidium virginicum</i> L.	Lentejilla de campo	N	A, R
	<i>Rorippa nasturtium-aquaticum</i> (L.) Hayek	Berro de agua	E	S
Caricaceae	<i>Carica papaya</i> L.	Papaya	ND	C
Chenopodiaceae	<i>Chenopodium graveolens</i> Willd.	Epazote de zorrillo	N	A, R
Commelinaceae	<i>Commelina coelestis</i> Willd.	Hierba del pollo	N	A, R
Convolvulaceae	<i>Convolvulus arvensis</i> L.	Correhuela	E	ND
	<i>Convolvulus dissectus</i> Jacq.	Correhuela de las doce	N	S
	<i>Ipomea purpurea</i> (L.) Roth.	Enredadera violeta	N	A, R
	<i>Ipomoea tricolor</i> Cav.		N	R
	<i>Turbina corymbosa</i> (L.) Raf.		N	S

A, arvense; C, cultivada; E, exótica; I, incierto; N, nativa; ND, no disponible; PB, probablemente nativa; S, Silvestre; R, ruderal.

Continuación...

Familia	Nombre científico	Nombre común	Estatus	Tipo de planta
Cucurbitaceae	<i>Cucurbita ficifolia</i> Bouché	Chilacayote	ND	C
Cyperaceae	<i>Cyperus ochraceus</i> Vahl.	Zacate	ND	S
	<i>Cyperus odoratus</i> L.	Coyolillo	N	A, R
	<i>Cyperus rotundus</i> L.	Coquillo rojo	E	A, R
	<i>Cyperus seslerioides</i> Kunth	Tulillo	N	S
Euphorbiaceae	<i>Acalypha setosa</i> A. Rich.	Corrimiento	ND	ND
	<i>Acalypha subviscida</i> S. Watson		ND	ND
	<i>Euphorbia cyathophora</i> (Murray) Klotzsch & Garcke	Aurelillo venenoso	N	R
	<i>Euphorbia nutans</i> Lag.		N	S
	<i>Euphorbia tirucalli</i> L.	Palito sobre palito	E	ND
	<i>Ricinus communis</i> L.	Higuerilla	E	R/C
Fabaceae (Leguminosae)	<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	Mezquite o huizache	N	C
	<i>Crotalaria pumila</i> Ortega	Chipil, tronadora.	N	S
	<i>Melilotus albus</i> Medik.	Meliloto blanco	E	A, R
	<i>Phaseolus coccineus</i> L.	Ayacote	N	R
	<i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth.	Guamúchil	N	C
Juglandaceae	<i>Carya illinoense</i> (Wangenheim) K. Koch	Nogal	N	C
Juncaceae	<i>Juncus bufonius</i> L.		ND	ND
Lamiaceae (Labiatae)	<i>Leonotis nepetifolia</i> (L.) R. Br.		E	ND
	<i>Salvia mexicana</i> (L.)	Tlacote	N	R
	<i>Salvia tiliifolia</i> Vahl.		ND	R
Loganiaceae	<i>Buddleia parviflora</i> Kunth	Tepozán cimarrón	N	S

A, arvense; C, cultivada; E, exótica; I, incierto; N, nativa; ND, no disponible; PB, probablemente nativa; S, Silvestre; R, ruderal.

Continuación...

Familia	Nombre científico	Nombre común	Estatus	Tipo de planta
Lythraceae	<i>Punica granatum</i> L.	Granada	E	C
Malvaceae	<i>Abutilon crispum</i> (L.) Medik.	Monacillo blanco	N	A, R
	<i>Anoda cristata</i> (L.) Schltld.	Alache, malva.	N	A, R
	<i>Malvastrum bicuspidatum</i> (S. Wats.) Rose	Malva y tuchi.	N	R
	<i>Malvastrum coromandelianum</i> (L.) Garcke	Chichichbe	PN	R
	<i>Melochia pyramidata</i> L.	Escobilla morada	N	A
	<i>Pavonia uniflora</i> (Sessé & Moc.) Fryxell		N	R
	<i>Sida rhombifolia</i> L.	Valentón, tlamamate.	I	R
	<i>Triumfetta semitriloba</i> Jacq.	Cadillo	ND	R
Martyniaceae	<i>Proboscidea louisiana</i> (Mill.) Thell	Toritos	N	R
Musáceas	<i>Musa paradisiaca</i> L.	Plantanal	E	C
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.	Guayabo	ND	C
Nyctaginaceae	<i>Boerhavia coccinea</i> Mill.	Hierba pegajosa	N	R
	<i>Mirabilis jalapa</i> L.	Maravilla	N	A, R
Onagraceae	<i>Oenothera rosea</i> L'Hér. ex Aiton	Yerba del golpe	N	A, R
Papaveraceae	<i>Argemone ochroleuca</i> Sweet	Cardo, amapola.	N	R
Phrymaceae	<i>Mimulus glabratus</i> Kunth		ND	ND
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca icosandra</i> L.	Jaboncillo, amole.	N	R
Plantaginaceae	<i>Plantago major</i> L.	Llantén mayor	E	R
Poaceae (Graminae)	<i>Arundo donax</i> L.	Carrizo	E	C
	<i>Bothriochloa laguroides</i> (DC.) Herter var. <i>laguroides</i>	Cola de zorra	N	S
	<i>Cenchrus incertus</i> M. A. Curtis.	Rosetilla	N	R

A, arvense; C, cultivada; E, exótica; I, incierto; N, nativa; ND, no disponible; PB, probablemente nativa; S, Silvestre; R, ruderal.

Continuación...

Familia	Nombre científico	Nombre común	Estatus	Tipo de planta
---------	-------------------	--------------	---------	----------------

Poaceae				
(Graminae)	<i>Chloris submutica</i> Kunth	Paragüitas	N	R
	<i>Chloris virgata</i> Sw.	Barbas de indio	N	A, R
	<i>Echinochloa crusgalli</i> var. <i>mitis</i> (Pursh) Peterm.		E	S y R
	<i>Echinochloa zelayensis</i> (Kunth) Schult.	Zacate de agua	E	S y R
	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	Pata de gallina	E	S
	<i>Eragrostis cilianensis</i> (All.) Vignolo ex Janch.	Amor seco	E	ND
	<i>Eragrostis intermedia</i> Hitchc.		N	R
	<i>Eragrostis mexicana</i> (Hornem.) Link	Zacate casamiento	N	R
	<i>Eragrostis pectinacea</i> (Michx.) Nees		N	A, R
	<i>Panicum ternatum</i> (Hochst. ex A. Rich.) Hochst. ex Steud.		E	A
	<i>Rhynchelytrum repens</i> (Willd.) C. E. Hubb.	Pasto rosado	E	A, R
	<i>Setaria unisetata</i> (J. Presl) E. Fourn. ex Hemsl.	Zacate pitillo	N	S
	<i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers.	Zacate Johnson	E	A, R
	<i>Urochloa meziana</i> (Hitchc.) Morrone & Zuloaga.		N	R
Polygonaceae	<i>Persicaria amphibia</i> (L.) Delarbre		N	S
	<i>Rumex crispus</i> L.	Lengua de vaca	E	A, R
Primulaceae	<i>Anagallis arvensis</i> L.	Hierba del pájaro	E	A, R
Rosaceae	<i>Prunus persica</i> (L.) Batsch	Durazno	E	C

A, arvense; C, cultivada; E, exótica; I, incierto; N, nativa; ND, no disponible; PB, probablemente nativa; S, Silvestre; R, ruderal.

Continuación...

Familia	Nombre científico	Nombre común	Estatus	Tipo de planta
---------	-------------------	--------------	---------	----------------

Rubiaceae	<i>Borreria</i> ssp.		ND	ND
Rutaceae	<i>Casimiroa edulis</i> La Llave & Lex.	Zapote blanco	N	C
	<i>Citrus X limon</i> (L.) Burm. f. (pro. sp.)	Limón	E	C
Salicaceae	<i>Salix chilensis</i> Molina	Sauce llorón	N	R
Solanaceae	<i>Datura stramonium</i> L.	Toluache común	N	A, R
	<i>Lycopersicon esculentum</i> Mill.	Jitomate silvestre	N	R
	<i>Nicandra physalodes</i> (L.) Gaertn.	Miltomate	N	R
	<i>Nicotiana glauca</i> Graham.	Arenosa	E	R
	<i>Nicotiana parviflora</i> (Juss.) Lehm.		N	R
	<i>Physalis patula</i> Mill.	Tomatillo pegajoso	N	R
	<i>Solanum americanum</i> Mill.	Tomatillo negro	N	A, R
	<i>Solanum rostratum</i> Dunal	Mala mujer	PN	A, R
Verbenaceae	<i>Lantana camara</i> L.	Cinco negritos	ND	ND
	<i>Lantana velutina</i> M. Martens & Galeotti	Confite	N	S
	<i>Lippia nodiflora</i> (L.) Michx.	Té	PN	S
	<i>Verbena litoralis</i> Kunth	Verbena de litoral	E	R

A, arvense; C, cultivada; E, exótica; I, incierto; N, nativa; ND, no disponible; PB, probablemente nativa; S, Silvestre; R, ruderal.