



UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO

PROGRAMA DE DOCTORADO INSTITUCIONAL
EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

OPCIÓN DE CONSERVACIÓN Y MANEJO
DE RECURSOS NATURALES

FACULTAD DE BIOLOGÍA

**PROCESOS AMBIENTALES Y BIOLÓGICOS ESTRUCTURANTES DE LA
COMUNIDAD DE PECES EN LA CUENCA TEPALCATEPEC-INFIERNILLO**

Tesis que presenta

Martina Medina Nava

Como requisito parcial para optar por el grado de

DOCTORA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

Director de Tesis:

Dr. Juan Jacobo Schmitter Soto

COMITÉ TUTORAL:

Dr. Javier Ponce Saavedra

Dr. Norman Mercado Silva

Dr. Ricardo M. Pérez Munguía

Morelia, Michoacán, agosto de 2011



A la memoria de mi padre: Ismael Medina Castro †

Agradecimientos.

Mi más sincero agradecimiento a las instituciones que apoyaron en la realización del presente trabajo. A la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, que a través de la gestión de sus autoridades me permitió llevar a término este posgrado. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca para estudios de doctorado No. 219425. A la Coordinación de la Investigación Científica de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, por el apoyo al proyecto de investigación 3.15 durante los años 2008 y 2009. A la coordinación del Posgrado de la Facultad de Biología y del Doctorado Institucional en Ciencias Biológicas. A Liliana Cerritos, siempre atenta y dispuesta a ayudar.

Mi más profundo agradecimiento a mi asesor el Dr. Juan Jacobo Schmitter Soto, quién me alentó y apoyo en todo momento, a sus enseñanzas de vida, por su amistad, por su tolerancia y profesionalismo. A mi tutora la Dra. Rebeca Aneli Jasso, Dr. Norman Mercado Silva, Dr. Ricardo Miguel Pérez Munguía y Dr. Javier Ponce, quienes dedicaron incontables horas, que me ayudaron a salir adelante pese a los altibajos en todo este tiempo. A todos ellos mi respeto y admiración, les agradezco todo su esfuerzo. A los revisores y miembros del comité externo: Dra. Leticia Huidobro Campos, Dr. Omar Domínguez Domínguez, por aceptar ser parte de los miembros de comité evaluador, quienes aportaron valiosos comentarios y sugerencias.

Sin duda este trabajo no sería posible sin el arduo y pesado trabajo de campo, por las horas en el laboratorio, a todos los amigos, alumnos y compañeros que formaron parte del grupo de “Espananos”, por temerarios, por arriesgarse a sabiendas de la violencia de nuestro estado: Ulises Torres García (Uli), Gerardo Fraga C. , Rodolfo Pérez (Rodo), Miguel Ángel García Velázquez (Gansito), Miguel A. Piñón F.(Meco), Carlos Ramírez, Ulises de la Paz R., Juan Pablo Ramírez Herrejón, Alethia Gómez G., Alejandra Castellón R., Berenice Vital R. En especial al M.C. Xavier Madrigal Guridi, quien me apoyo en todo momento, con quien compartimos los paisajes del Balsas y sus

ríos. A todos ellos y a quienes posiblemente este omitiendo su nombre, ninguna palabra encontré para expresarles mi agradecimiento.

Al Dr. Raúl Pineda de la Universidad de Querétaro, quien amablemente presto y confió su equipo de electropesca. Al Dr. Ricardo M. Pérez Munguía del laboratorio de Entomología de la UMSNH, quién también facilitó equipo de campo y laboratorio. Al Dr. J. Manuel Ortega R. que elaboró los mapas del área de estudio. A la Dra. Yvonne Herreras D. y Dr. Fernando Villaseñor G. por sus valiosas enseñanzas y consejos. Al Dr. Pedro Corona Chávez, quien me dio su invaluable tiempo para despejar mis dudas en la parte de geomorfología fluvial, por su amistad.

A mis compañeros del laboratorio de Biología Acuática: Tohtli Zubieta Rojas, Virginia Segura García, Rosario Ortega Murillo, Reyna Alvarado Villanueva, Cecilia Criollo, Diego Sánchez H., Rubén Morales. A mis amigas de siempre, Leyde Ambriz H., Sahara Navarro M., Laura Chávez G., Leticia Espinoza B., L. Teresa Guerrero L., Lucy Figueroa. Al grupo de amigos del reencuentro, Nory Rivera, Ernesto Ruiz E., Francisco González y Efraín. Por todas las horas de alegría, por su apoyo incondicional. A Bere Saavedra y Nohemí Medina León, por el cariño y confianza. A la memoria de mi gran amigo el Dr, Manuel Romero V. (q.e.p.d.), quien me brindó su apoyo, su sabiduría, gracias donde quiera que estés.

A mi hermosa y ruidosa familia, con quienes con amor compartimos la mesa.

A mis hijos: Jorge A., Luis Alberto y Laura Elisa, a quienes simplemente mi amor por ellos ha sido un gran pilar.

A mi madre Margarita Nava Arce, quien junto con mi padre me formaron y alentaron en todo momento.

A mis hermanos: Ma. Del Carmen, Elizabeth, Ismael y María Guadalupe, porque nuestra pérdida se ha vuelto una gran ganancia.

A mis sobrinos y sobrinas: Haydee, Tania, Lucy, Lalo, Dany, Oscar, Esteban, Nury y Naty. A dos personitas que también llegaron a alegrarnos: Sofia y Lalito.

A todos aquellos que de una u otra manera contribuyeron para poder llegar a este momento.

Por todos los regalos de la vida y momentos felices.

GRACIAS.

ÍNDICE

CONTENIDO	PÁGINA
RESUMEN	vi
ABSTRACT	vii
LISTA DE FIGURAS	viii
LISTA DE CUADROS	ix
INTRODUCCIÓN	2
OBJETIVOS	9
ÁREA DE ESTUDIO	10
CAPÍTULO I. Diversidad de la comunidad de peces de los ríos Cupatitzio, La Parota y El Marqués, cuenca del Balsas, y su relación con variables geomorfológicas y fisicoquímicas (artículo enviado a la <i>Revista Mexicana de Biodiversidad</i>).	25
CAPÍTULO II. Ecological guilds of fishes in streams of an arid subtropical drainage in Pacific Mexico (artículo aceptado en el <i>Journal of Freshwater Ecology</i>).	66
DISCUSIÓN GENERAL	93
ANEXOS	99

RESUMEN

El presente trabajo analizó la estructura de la comunidad de peces en tres ríos de la región hidrológica del Balsas y su relación con procesos ambientales (la geomorfología fluvial y las variables fisicoquímicas) y los procesos ecológicos, incluidas las interacciones bióticas. En la primera parte, se encontró que, a pesar de que procesos ambientales como las variaciones climáticas, hidrológicas y fisicoquímicas se manifiestan como regímenes de disturbio natural, a los cuales la comunidad de peces no responde en el corto plazo, la evaluación de la geomorfología fluvial permitió establecer la heterogeneidad estructural de los cauces estudiados, la cual se vio reflejada en la diversidad de la comunidad de peces, lo cual apoyó la explicación de la diferencia espacial entre los sitios.

En la segunda parte se abordó el proceso ecológico de las interacciones mediante grupos funcionales, es decir, gremios ecológicos. La diversidad de gremios ecológicos, resultado de la agrupación en función de la dieta y otras características de su historia de vida, evidenció la complejidad en la estructura y composición y por consiguiente cómo los procesos bióticos influyen sobre a la comunidad íctica. Estos resultados apoyan la explicación de la segregación del nicho, debido a que hay evidencias de competencia entre las especies carnívoras-insectívoras, por lo que las especies utilizan diferentes estrategias para minimizar el traslape, como la distribución en la columna de agua y la historia de vida.

ABSTRACT

The present work analyzed the structure of the fish community in three streams of the Balsas hydrological region and its relation to environmental processes (fluvial geomorphology and physico-chemical variables) and ecological processes, including biotic interactions were considered. In the first part, we found that, although environmental processes such as climate, hydrological and physicochemical variations appear as natural disturbance regimes to which the fish community does not respond in the short term, the assessment of river geomorphology allowed to establish the structural heterogeneity of the studied rivers, which was reflected in the diversity of the fish community, which supported the explanation of the spatial difference among the sites.

The second part dealt with the ecological process of interactions using functional groups, i.e. ecological guilds. The diversity of ecological guilds, a result of clustering from diet and other characteristics of life history, showed the complexity in structure and composition and therefore how biotic processes influence the fish community. These results support the explanation of niche segregation, because there is evidence of competition among carnivorous-insectivorous species, so species use different strategies to minimize the overlap, as distribution in the water column and life-history.

ÍNDICE DE FIGURAS.

Introducción	Página
Figura 1. Ubicación de los ríos Cupatitzio, La Parota y El Marqués. Región Hidrológica No. 18 del Balsas, México.	10
Figura 2. Hidrología superficial del área de drenaje de los ríos Cupatitzio, La Parota y El Marqués. Región hidrológica No. 18 del Balsas, México.	11
Figura. 3. Tipos de climas a los largo del gradiente altitudinal, ríos Cupatitzio, La Parota y El Marqués. Región Hidrológica No. 18 del Balsas, México.	13
Figura 4. Tipos de rocas de los ríos Cupatitzio, La Parota y El Marqués. Región hidrológica No. 18 del Balsas, México.	15
Figura 5. Tipo de de suelos de los ríos Cupatitzio, La Parota y El Marqués. Región hidrológica No. 18 del Balsas, México.	16
Figura 6. Distribución del tipo de vegetación y uso del suelo en la zona circundante de los de los ríos Cupatitzio, La Parota y El Marqués. Región hidrológica No. 18 del Balsas, México.	17
 Capítulo I	
Figura 1. Análisis de componentes principales: ordenación de los sitios de muestreo según los valores máximos y mínimos de variables geomorfológicas y fisicoquímicas por época (lluvias y secas) de 2008 y	41

2009, en los ríos Cupatitzio, La Parota, y El Marqués. Cuenca del río Balsas, México

Capítulo II

Figura 1. Sistemas estudiados en la Cuenca del río Balsas, oeste de México, con los ríos explorados y sitios de muestreo. **70**

Figura 2. ACP de las especies de peces en los ríos Cupatitzio, La Parota y El Marqués (Cuenca del Balsas), oeste de México, basado en sus dietas: grafico de los dos primeros componentes principales. **78**

ÍNDICE DE CUADROS

Capítulo I	Página
Cuadro 1. Funciones discriminantes que distinguen entre la zona erosiva, de transición y de depósito con base en las variables geomorfológicas.	35
Cuadro 2. Geomorfología de los cauces de los ríos Cupatitzio, La Parota y El Marqués. Región Hidrológica No. 18 del Balsas, México. Zonas: E (erosiva), T (de transición), D (de depósito).	37
Cuadro 3. Análisis de componentes principales de las variables físico-químicas para las épocas de secas y lluvias en 2008 y 2009.	40
Cuadro 4. Composición y frecuencia de aparición (%) por especies en las temporadas de secas y lluvias de 2008 y 2009	42
Cuadro 5. Abundancia relativa de las especies por sitio y época en 2008 y 2009.	45

Cuadro 6. Atributos de la comunidad de peces de los ríos, Cupatitzio, La Parota y El Marqués en los dos ciclos anuales.	47
---	----

Capítulo II

Tabla 1. Dieta de nueve especies de peces en los ríos Cupatitzio, La Parota y El Marqués (Cuenca del río Balsas), oeste de México.	71
--	----

Tabla 2. Antecedentes sobre información ecológica para las especies de peces presentes en los ríos Cupatitzio, La Parota y El Marqués (Cuenca del río Balsas), oeste de México.	74
---	----

Tabla 3. Traslape de nicho trófico (Índice de Horn) de peces en los ríos Cupatitzio, La Parota y El Marqués, (Cuenca del río Balsas), oeste de México.	77
--	----

Tabla 4. Eigenvalores, varianza explicada y coeficientes de las variables originales de los tres primeros componentes principales del ACP en las especies de peces de los ríos Cupatitzio, La Parota y El Marqués (Cuenca del río Balsas), oeste de México. Clasificados por sus dietas.	79
--	----

Tabla 5. Gremios ecológicos de peces en los ríos Cupatitzio, La Parota y El Marqués (Cuenca del río Balsas), oeste de México.	80
---	----

INTRODUCCIÓN

Por mucho tiempo los ecólogos han tratado de llegar a una definición del concepto de comunidad. Lo más usual es definirla como el conjunto de poblaciones que habitan en una misma área (Krebs, 2001; Lampert y Sommer, 2007). Uno de los grandes retos es entender cuáles son los procesos y mecanismos que determinan la constitución de una comunidad, con la abundancia y distribución de las poblaciones que la conforman (Dobson y Frid, 1998; Krebs, 2001, Townsend et al., 2003). Las comunidades deben ser concebidas como unidades ecológicas complejas (Krebs, 2001). Tomando como premisa que la composición y abundancia de las poblaciones que conforman a la comunidad son el resultado de procesos dinámicos y continuos, es importante entender de qué forma y en qué escala espacial y temporal ocurren estos procesos (Fausch et al., 2002).

La presencia de las diferentes poblaciones que componen una comunidad es el resultado de una serie de procesos a través de su historia. Los procesos zoogeográficos determinan la composición de peces a nivel continental, regional o de cada cuenca. Los procesos abióticos, determinan el nicho fundamental de las especies y los procesos bióticos están determinados por la forma en la que se llevan a cabo las interacciones inter e intraespecíficas, que determina el nicho realizado de las especies. En este sentido, Moyle y Cech (2004) definen a la comunidad como una asociación de peces que se encuentra en una serie de condiciones ambientales comunes, las cuales determinan un hábitat particular, lo cual implica que la comunidad está estructurada por la interconexión de los nichos realizados de las especies presentes. Diferentes propuestas han tratado de contestar una pregunta central para el entendimiento del arreglo de las

poblaciones en la comunidad: ¿qué tan fuerte es la integración entre las especies en una comunidad?

Las propuestas más relevantes han surgido a partir del enfoque utilizado por los ecólogos terrestres, como es el caso del “modelo organísmico” de Clements, quien en 1916 sostuvo que las comunidades actúan como un organismo, bajo la premisa de que “el todo es mayor que la suma de las partes”. Según esta visión, las comunidades no pueden estar sujetas a la selección natural y por lo tanto no pueden evolucionar con nuevas adaptaciones. Este concepto del “modelo organísmico” fue introducido a la limnología por Thienemann en la década de 1920. Por otro lado, Gleason (1926) propuso el “modelo individualista”, el cual plantea que las poblaciones responden al ambiente externo de forma independiente una de la otra. Una tercera propuesta es el modelo definido como “darwinista” (Harper 1967, citado por Lampert y Sommer, 2007), el cual reconoce que los organismos modifican su medio y como resultado, este medio se convierte en otro. Así, las poblaciones que han tolerado los filtros establecidos por los límites letales de algunos factores abióticos llevan a cabo interacciones, las cuales a su vez se reconvierten en factores de selección para las adaptaciones evolutivas de los componentes individuales de la comunidad. Este modelo afirma que la comunidad no es solamente una colección casual y azarosa de especies, pero que tampoco constituye un “superorganismo”, como lo proponía Clements (Krebs, 2001; Lampert y Sommer, 2007). Estos modelos han sido propuestos para tratar de explicar comunidades terrestres; sin embargo, se modifican para los sistemas acuáticos (Krebs, 2001).

La aplicación de estos conceptos y modelos en sistemas acuáticos se da en la ecología de peces, y es reconocida como una de las áreas más dinámicas de la ictiología, que busca conocer los factores ambientales que influyen en la distribución y abundancia de los organismos. Los resultados dan información para el manejo de pesquerías, la protección de especies amenazadas y la estructuración de índices para el biomonitoreo, entre otras líneas de investigación. Específicamente, en ecología de ríos es un reto identificar los gradientes ambientales que intervienen en la estructura de las comunidades (Vannote et al., 1980; Schlosser, 1982). De igual forma, se busca entender el arreglo continuo, jerárquico y heterogéneo de dichos hábitats en el espacio y tiempo, y la interacción causada por los movimientos de los peces, lo cual tiene repercusiones sobre la persistencia, abundancia y productividad de las poblaciones a lo largo del río (Schlosser y Angermeier, 1989; Fausch et al., 2002).

Diversos investigadores han propuesto modelos para explicar los patrones de la composición y la estructura de las comunidades de peces, así como la influencia de los procesos naturales y de las actividades antropogénicas sobre éstos (Lyons y Mercado-Silva, 1999; Fausch et al., 2002; Habit et al., 2006). Las actividades del hombre se traducen en cambios permanentes o de largo plazo que modifican los atributos físicos, químicos y biológicos de los ríos. Estos efectos, como lo explica la teoría del “no equilibrio” (Connell, 1997, citado por Krebs, 2001), pueden llevar al sistema de un punto de equilibrio a otro. Sin embargo, la frecuencia y magnitud de estos disturbios pueden paradójicamente explicar la falta de dominancia de las especies, al interrumpir el proceso de la exclusión

competitiva y funcionar como un ambiente sujeto a mecanismos estocásticos (Dobson y Frid, 1998; FISRWG, 1998; Habit et al., 2006).

De acuerdo con la revisión bibliográfica los primeros estudios sobre ecología de comunidades en ambientes lóticos se realizaron en ríos del norte de los Estados Unidos, Canadá y Europa, específicamente en zonas de bosques fríos. No obstante, a partir de finales del siglo XX se han incrementado los estudios en las zonas templadas, en los humedales, las partes bajas de ríos, las planicies de inundación, los esteros y las lagunas costeras (Lyons y Mercado-Silva, 1999; Morán-López et al., 2006; Lampert y Sommer, 2007). La información generada a partir del conocimiento de la estructura y función de las comunidades de peces en sistemas lóticos, permite entender, manejar y conservar la ictiofauna y es de utilidad en la planeación de actividades de restauración y biomonitoreo, entre otras aplicaciones (Díaz-Pardo et al., 1993; Lyons et al., 1995; Mercado-Silva et al., 2002).

En la región central de México se han evaluado los atributos de las comunidades de peces de ríos y arroyos. Los trabajos se han enfocado al análisis de la correlación entre composición, riqueza y diversidad, entre otros atributos, con variables fisicoquímicas. Algunos de ellos han analizado cambios en la distribución de peces nativos de los ríos y cuencas del Occidente en México (López-López y Díaz-Pardo 1991; Díaz-Pardo et al., 1993; Soto-Galera et al., 1998; Lyons y Mercado-Silva 1999; López-López y Paulo-Maya 2001). Hasta el momento no hay estudios para la región hidrológica del Balsas, que relacionen las características del canal (geomorfología fluvial) con la estructura de las comunidades de peces. Recientemente, se ha investigado en ríos de Chiapas y Oaxaca para establecer la

relación entre la diversidad de hábitats y la de gremios tróficos (Martínez-Leyva y Soto-Galera, 2006; Rosas-Muñoz y Soto-Galera, 2006; Soria-Barreto y Soto-Galera, 2006).

En la región Balseana, que se sitúa en el occidente de México, las investigaciones sobre la ictiofauna se han dirigido principalmente al conocimiento de la composición y biología de las especies en las diferentes cuencas y subcuencas (Contreras-MacBeath et al., 2005). En los trabajos de Espinosa et al. (1993) y Minckley et al. (2009) se han enlistado 30 especies nativas, de las cuales siete son endémicas, motivo por el cual se le ha considerado como una región hidrológica de baja riqueza.

Los trabajos de Álvarez del Villar (1970, 1972) abordan principalmente la composición y taxonomía, en tanto que otros se han enfocado a la zoogeografía, siendo escasos los de ecología. De esta línea de investigación se encontró los trabajos de Ramírez-Enciso (1991), Paulo-Maya y Ramírez (1997) y Trujillo-Jiménez et al. (2010). Otras investigaciones han profundizado sobre la filogenia de las familias Goodeidae, Poeciliidae y Cyprinidae, básicamente en los embalses Cupatitzio y Santa Catarina (Schönhuth et al., 2001; Schönhuth y Doadrio, 2003; Domínguez y Doadrio, 2004; Webb et al., 2004). Otra línea de investigación ha trabajado los índices bióticos de integridad (IBI). La validación de estos índices se realizó en arroyos y ríos del centro-occidente de México, en algunos sitios de la cuenca del Balsas (Mercado-Silva et al. 2002). Algunos trabajos mencionan que la distribución y abundancia de las poblaciones de peces han disminuido en las diferentes subcuencas de la región Balseana (Contreras-MacBeath et al., 2006).

No obstante, las investigaciones realizadas, se tiene un escaso entendimiento de cómo se estructuran las comunidades de peces en las subcuencas a las que pertenecen los ríos (Ramírez, 1991; Paulo-Maya y Ramírez-Enciso, 1997), por lo anterior y con base en la revisión de los estudios de ecología de comunidades en ríos y a la propuesta del modelo del continuo fluvial (Vannote et al., 1980), el cual establece que el arreglo de la comunidad de peces en ríos se explica en función del gradiente ambiental, se planteó la necesidad de evaluar la estructura de la comunidad de peces de los ríos Cupatitzio, La Parota y El Marqués y su variación espacio-temporal. Otro aspecto fue entender la relación existente entre la estructura de las comunidades con la geomorfología fluvial (Lamoroux et al., 2002) y con algunas variables físico-químicas.

Con base en lo anterior se plantearon las siguientes preguntas de investigación: ¿De qué manera responde la comunidad de peces en su composición y estructura a las variaciones físico-químicas del agua y de la geomorfología? ¿La competencia interespecífica es un factor que ayuda a explicar la estructura de la comunidad? ¿Qué procesos ambientales determinan los patrones comunitarios de los peces de la cuenca Tepalcatepec-Infiernillo?.

El presente trabajo se dividió en dos capítulos. El capítulo I, titulado “Estructura de la comunidad de peces de los ríos Cupatitzio, La Parota y El Marqués, cuenca del Balsas, y su relación con variables geomorfológicas y fisicoquímicas”, donde se discuten los cambios de la estructura de la comunidad de peces en función de las variables abióticas, la variación espacial con base en la evaluación geomorfológica de los cauces y la variación espacio-temporal en función de las variables físico-químicas.

En el capítulo II se analizan los gremios tróficos y ecológicos, mediante el artículo “Gremios ecológicos de peces en arroyos de una cuenca árida-subtropical del Pacífico mexicano” (*Ecological guilds of fishes in streams of an arid subtropical drainage in Pacific Mexico*). Estos resultados aportan elementos respecto a las interrelaciones bióticas, como parte de la comprensión de los procesos que estructuran a la comunidad íctica. Para este capítulo, se aborda en la primera parte una evaluación de las dietas de ocho especies nativas y una exótica, cuyos resultados se tomaron como criterios para la clasificación de los gremios tróficos, además de la determinación de la amplitud y traslape de nicho trófico. En la segunda parte, utilizando los atributos de talla, gremio trófico, distribución en la columna de agua y modo de reproducción, se clasificó a las 17 especies recolectadas en los gremios ecológicos. Con este fin se utilizaron tanto los datos obtenidos en el presente trabajo como de la literatura. Como parte final, se presenta la discusión y conclusiones generales.

OBJETIVO GENERAL

Determinar los factores abióticos y bióticos que mejor explican la composición, estructura y función de la comunidad de peces en la cuenca Tepalcatepec-Infiernillo.

OBJETIVOS PARTICULARES

1. Evaluar las características geomorfológicas y físico-químicas en los cauces de la zona de estudio.
2. Determinar la composición y estructura espacio-temporal de la comunidad de peces en los ríos Cupatitzio, Parota y El Marqués, cuenca del Balsas.
3. Establecer las relaciones de los atributos comunitarios con las variables físico-químicas y geomorfológicas de los ríos motivo de estudio.
4. Definir los gremios tróficos, traslape de nicho y gremios ecológicos de la comunidad de peces.

ÁREA DE ESTUDIO

Los ríos Cupatitzio, La Parota y El Marqués y sus subcuencas pertenecen a la cuenca del Tepalcatepec-Infiernillo, región hidrográfica del Balsas (RH-18), una de las más grandes de México (CNA 1997). En su conjunto drenan un área de 3017 km². Se ubican dentro de las coordenadas extremas 19° 32' y 18° 32' N y 102° 15' y 101° 25' O.

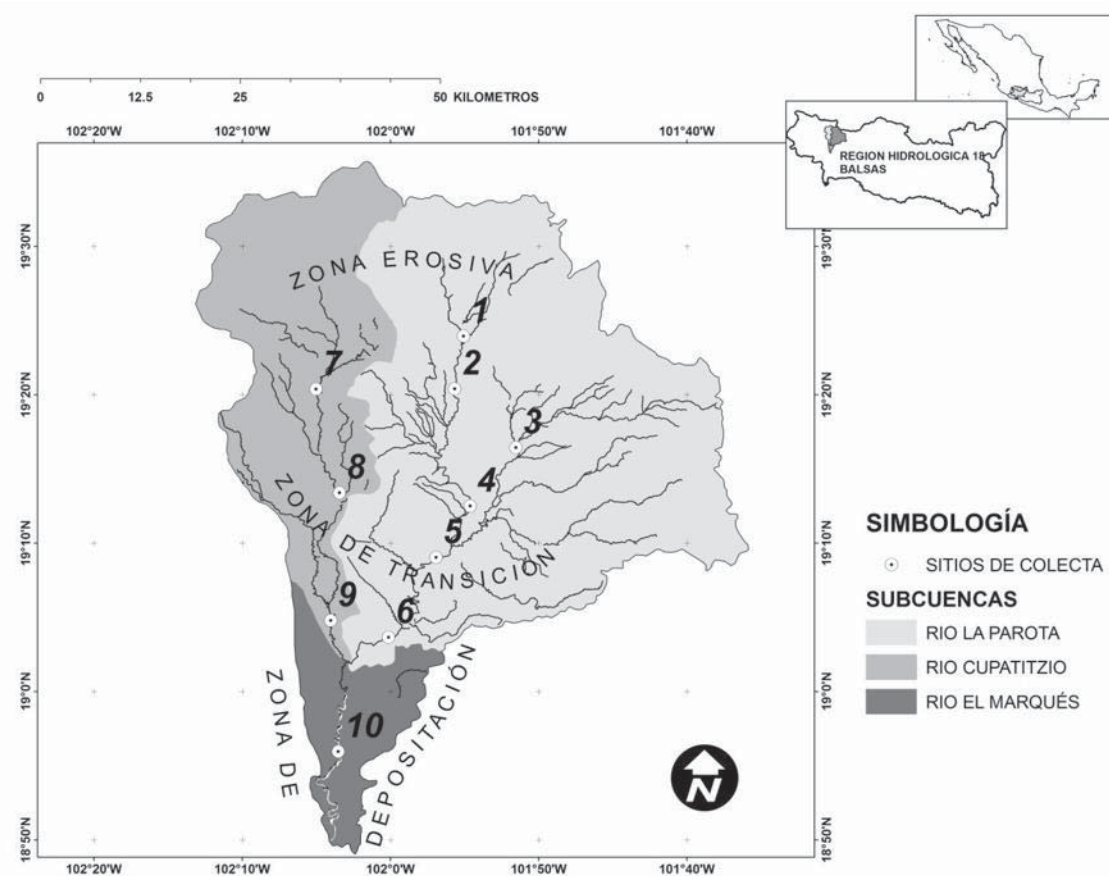


Figura 1. Ubicación de los ríos Cupatitzio, La Parota y El Marqués, región hidrológica No. 18, río Balsas, México.

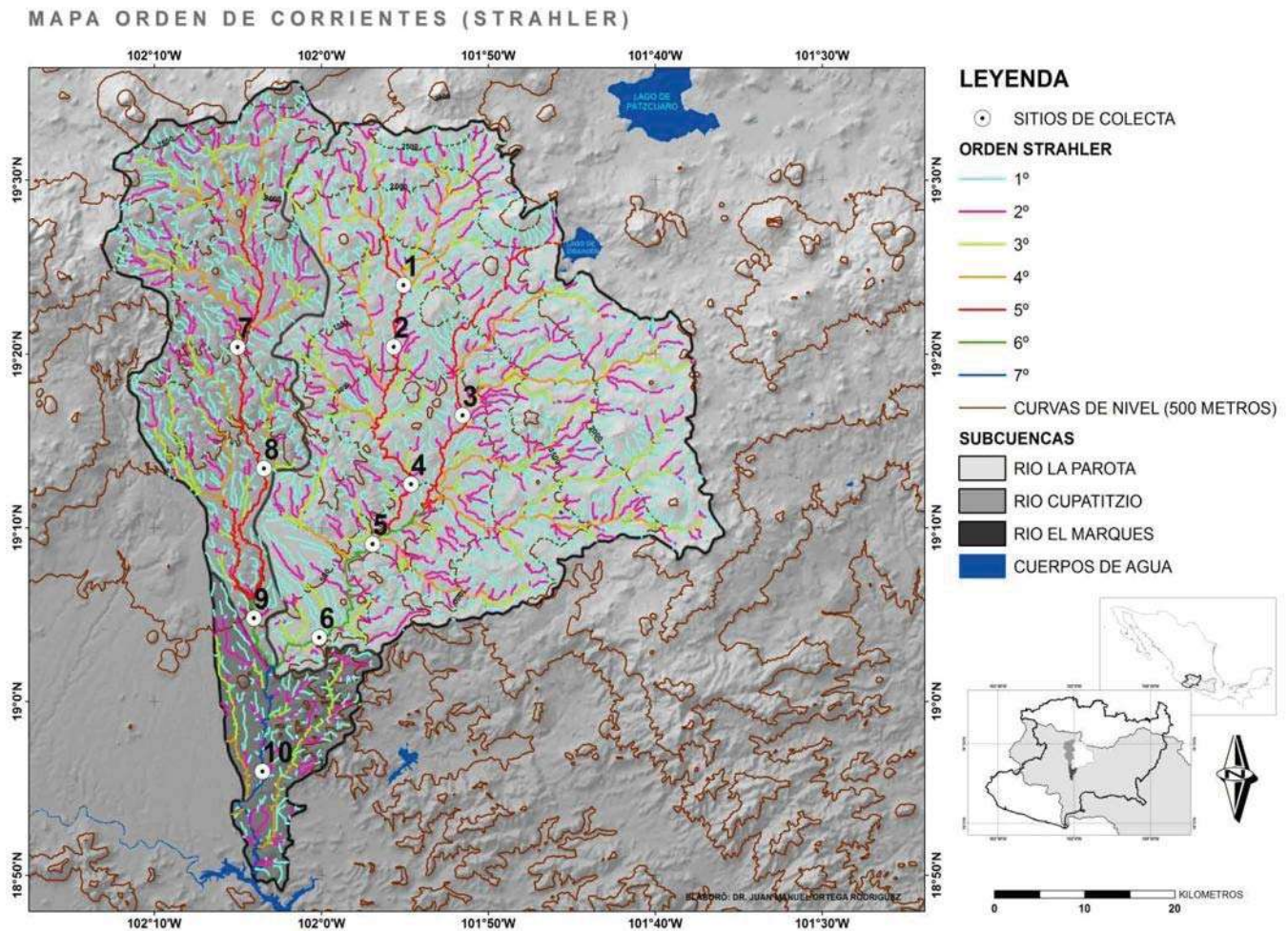


Figura 2. Hidrología superficial del área de drenaje de los ríos Cupatitzio, La Parota y El Marqués, región hidrológica No. 18, río Balsas, México.

El río Cupatitzio recibe las descargas de aguas residuales del noroeste de la ciudad de Uruapan, los otros de otras poblaciones importantes, como Taretan y Tingambato. En ellos se han llevado a cabo obras de irrigación, principalmente sobre el río Cupatitzio, donde se construyeron las presas Santa Catarina y Jicalán (Correa y Ayala, 2003). Estas corrientes son alimentadas por numerosos manantiales, fuentes importantes del caudal de estos ríos. Los manantiales se

utilizan también para el consumo humano o para zonas de recreación (Pérez et al., 2006).

A lo largo del gradiente altitudinal en el que se ubican estos ríos se registran tres tipos de climas: en altitudes de 1300 a 2000 msnm, el clima tipo A(C) w, templado semicálido húmedo con abundantes lluvias en verano; alcanza los 1622 mm de precipitación al año, con mayor incidencia en septiembre (352 mm). La sequía ocurre en mayo, con lluvias menores a 10 mm; la temperatura media anual no llega a los 19°C, presentándose en mayo la media mensual más alta, con 21°C, y la media más baja en diciembre, con 7.6°C. En altitudes de 400 a 1000 msnm el clima es de tipo Aw; cálido subhúmedo con lluvias en verano; la mayor incidencia de lluvias se registra en septiembre, con 258 mm; el total del año suma 989 mm. La temperatura media anual es de 23°C, con una máxima de 24.6 y una mínima de 20.8°C. En altitudes de 300 msnm y menores se presenta el clima tipo BS, seco cálido; la precipitación total del año es aproximadamente de 800 mm y la temperatura media anual fluctúa de 23.8°C a 30.3°C (INEGI 1985, García 1988) (Fig. 3).

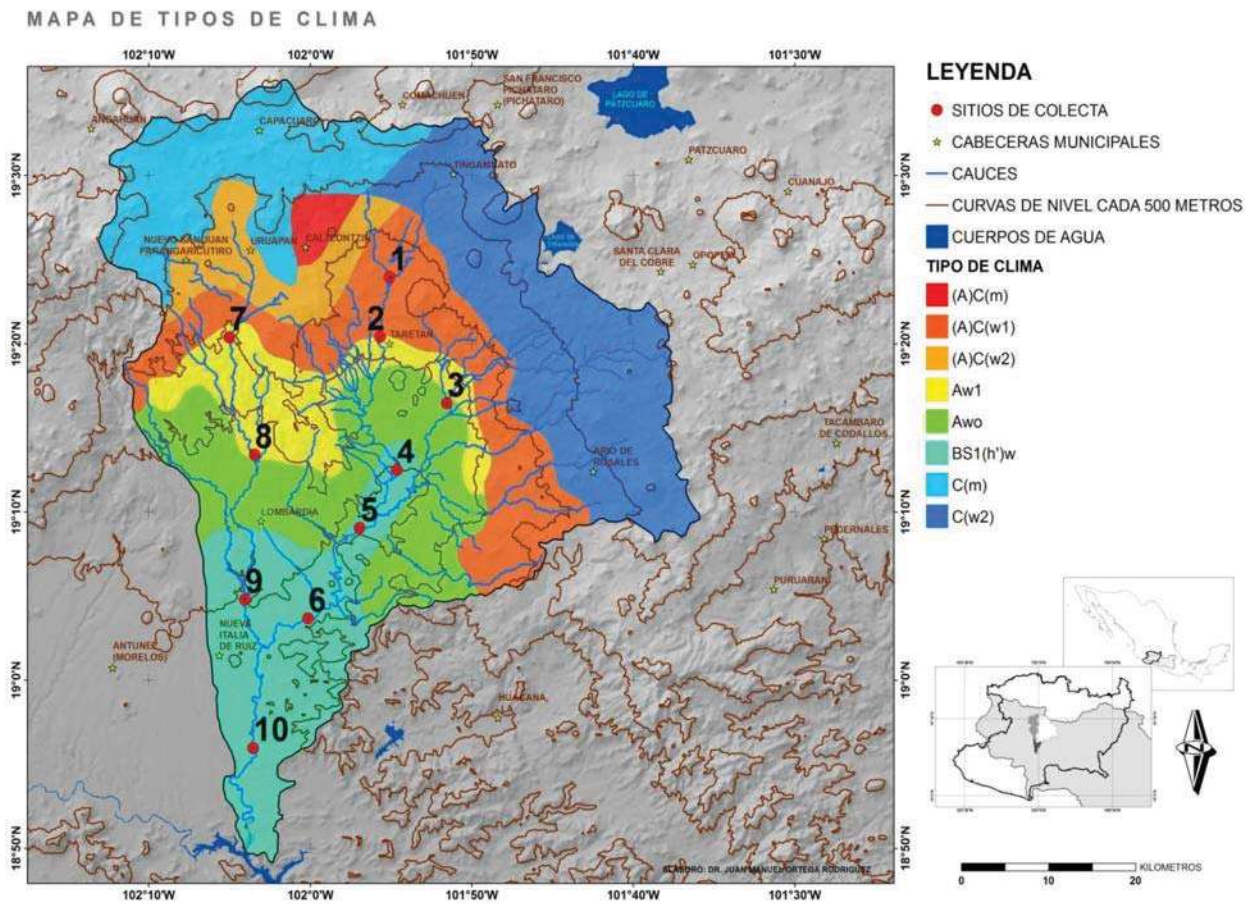


Figura 3. Tipos de climas a los largo del gradiente altitudinal, ríos Cupatitzio, La Parota y El Marqués, región hidrológica No. 18, río Balsas, México.

Desde el punto de vista de la clasificación geológica, la zona de estudio se encuentra ubicada en tres diferentes regiones: **a)** Al norte se encuentra la porción meridional del sector central del Cinturón Volcánico Mexicano, mejor conocido como Campo Volcánico Michoacán-Guanajuato (Hasenaka y Carmichael, 1985). Resaltando que la edad de los volcanes es menor a 1 Ma (e.g. Parícutin). Las rocas características son basaltos y brechas volcánicas. **b)** El cinturón magmático del Eoceno-Oligoceno, constituido por una serie de batolitos de composición granítica, asociados a una serie de remanentes de flujos de lava y depósitos piroclásticos (Corona-Chávez, 1999). El relieve de esta secuencia es típico de montañas y se considera que ha sido renovado por un sistema de fallas relacionadas a la conformación de la depresión del Balsas. La edad de esta secuencia magmática es de 30-34 Ma (Schaaf et al., 1995). El tipo de roca predominante para esta área es brecha volcánica, toba ácida y granito. **c)** Los depósitos piroclásticos y fluviolacustres de la depresión del Tepalcatepec-Infiernillo, distribuidos de manera irregular a lo largo de toda la depresión del Balsas. Este rasgo geomorfológico tan extenso ha dado lugar a la formación de un sistema fluvio-lacustre que ha ido cambiando a través de su proceso de subsidencia (apertura), de orientación ONO-ESE (Fig. 4).

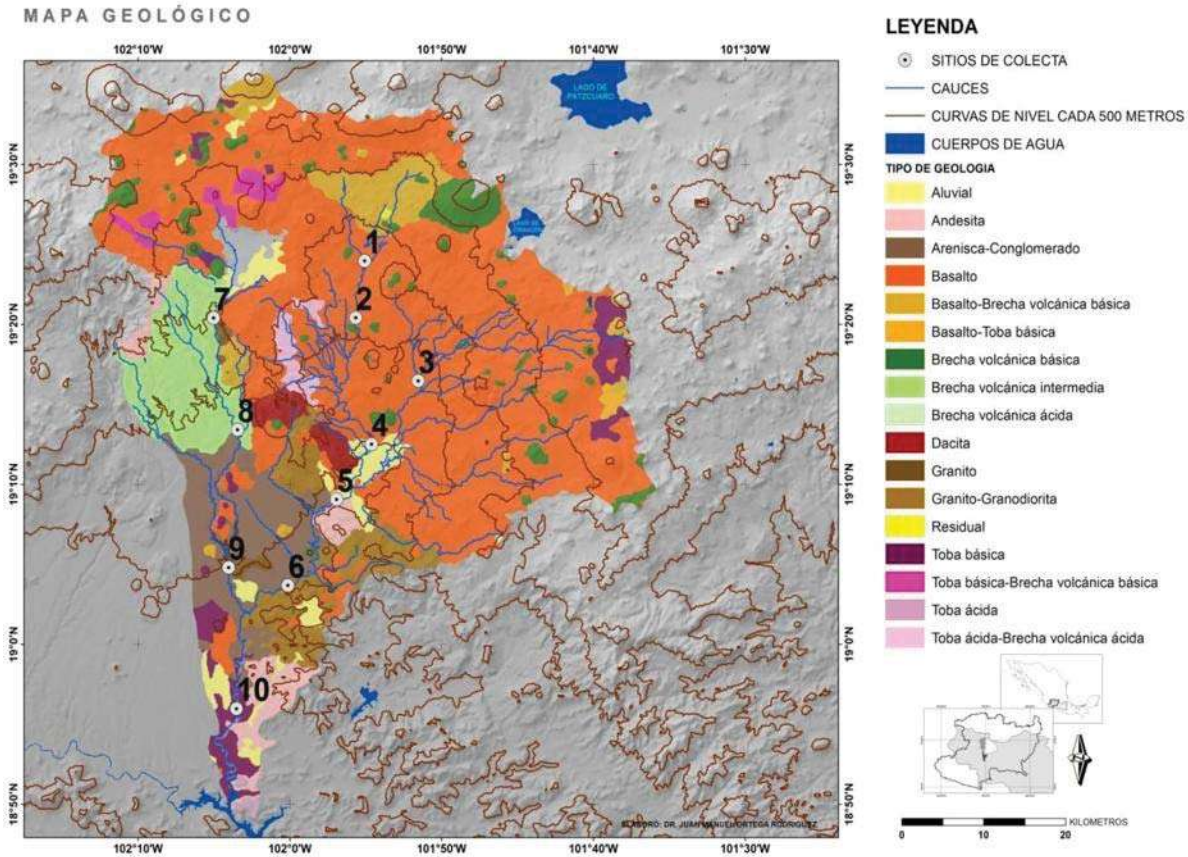


Figura 4. Tipos de rocas de los ríos Cupatitzio, La Parota y El Marqués, región hidrológica No. 18, río Balsas, México.

Los suelos que predominan en la parte alta son andosoles, litosoles y luvisoles. En la porción media se distribuyen el luvisol, el acrisol y el litosol, con predominancia de vertisoles hacia la parte sur. En la parte baja se encuentra principalmente tres tipos de suelos: vertisoles, litosol y regosol (Cabrera y González, 2003) (Fig. 5).

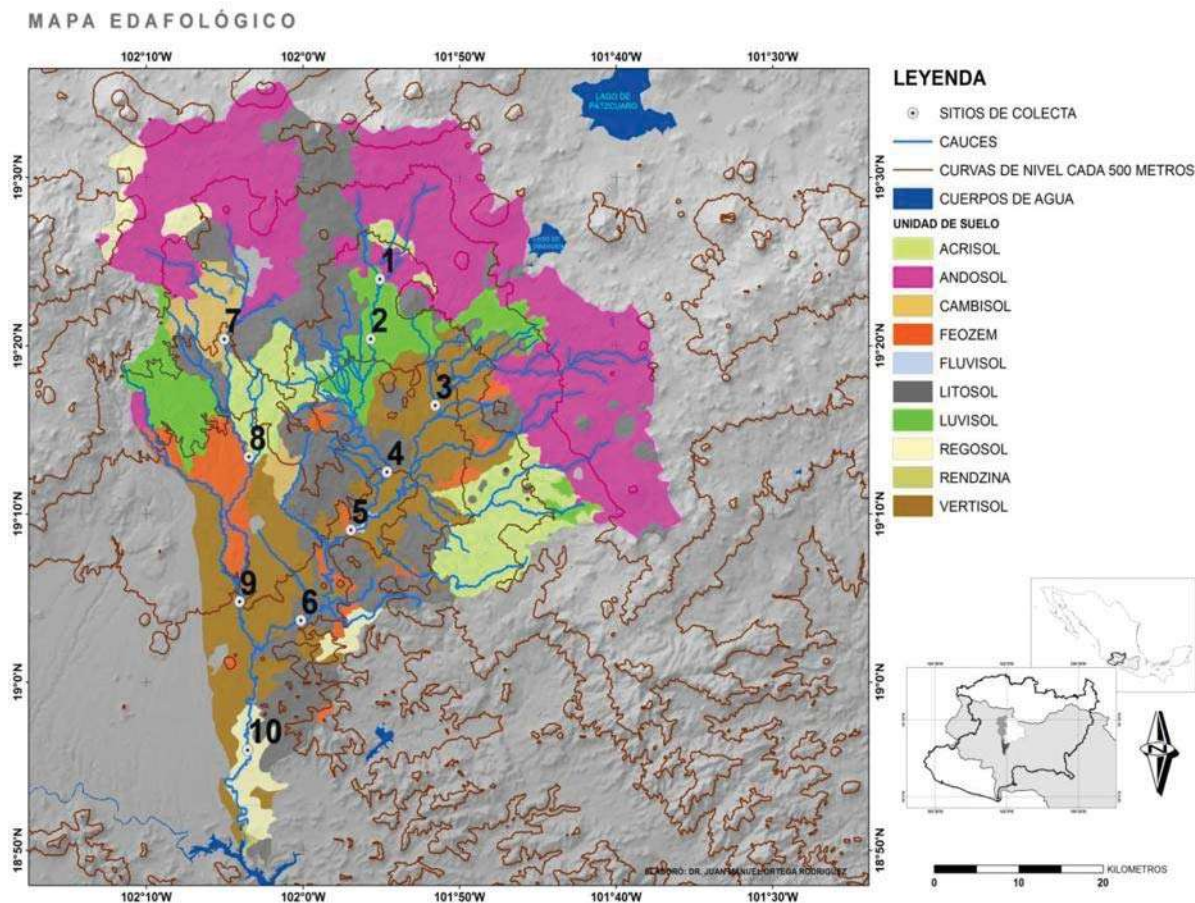


Figura 5. Tipo de de suelos de los ríos Cupatitzio, La Parota y El Marqués, región hidrológica No. 18, río Balsas, México.

La vegetación natural predominante es el bosque tropical caducifolio; además, es posible encontrar en la parte alta de la cuenca, entre los 1500 y 3000 m de altitud, bosque de pino (Rzedowski, 1988). Sin embargo, más del 50% del área de vegetación natural de las subcuencas ha cambiado el uso del suelo por extensas zonas para agricultura de temporal y de riego (Fig. 6).

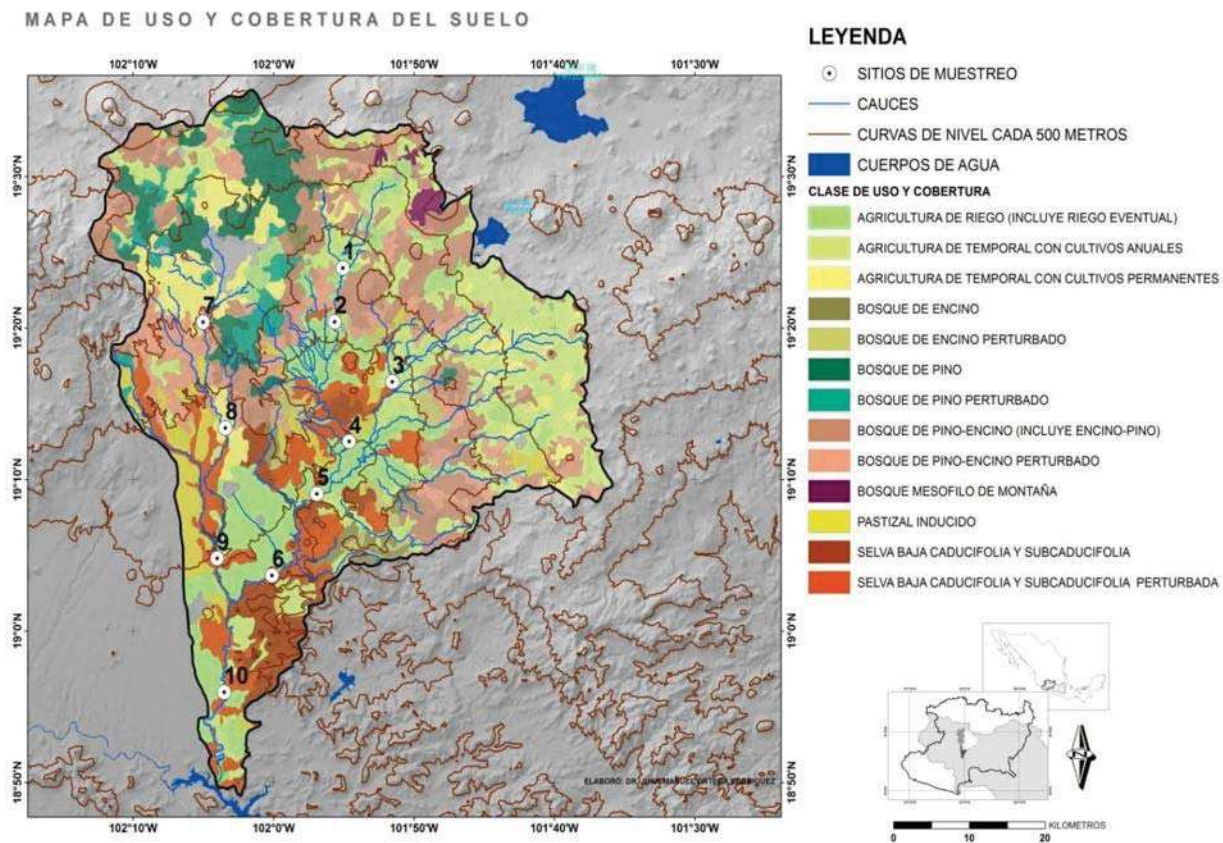


Figura 6. Distribución del tipo de vegetación y uso del suelo en la zona circundante de los ríos Cupatitzio, La Parota y El Marqués. Región hidrológica No. 18, río Balsas, México.

LITERATURA CITADA

- Álvarez del Villar, J. 1970. Peces Mexicanos (claves). Secretaría de Industria y Comercio. Instituto Nacional de Investigaciones Biológico-Pesqueras y Comisión Nacional de Pesca. S.I.C., México, D. F. 166 pp.
- Álvarez del Villar, J. 1972. Ictiología Michoacana V. Origen y distribución de la ictiofauna dulceacuícola de Michoacán. Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional. 19: 155-161.
- Cabrera, A. y J.C. González. 2003. Suelo. *In* Atlas Geográfico del estado de Michoacán, Correa Pérez G. (eds.). EDDISA 2a. Ed. Secretaría de Educación del Estado de Michoacán, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia. p. 51-54.
- Comisión Nacional del Agua (CNA). 1997. Metadatos de hidrología superficial. Delimitación de cuencas y subcuencas. CNA, México, D.F.
- Comisión Nacional del Agua (CNA). 1988. Cuencas Hidrológicas (mapa). Escala 1:250,000. México.
- Contreras-MacBeath, T., J. R. Bonilla B, J. C. Boyás D., J. M. L. Caspeta M., R. Castro F., M. A. Lozano G., H. Mejía M., R. Trejo A., A. Trejo L., A. L. Ortiz V. y F. Urbina T. 2006. Fauna. *In* La diversidad Biológica en Morelos. Estudio del Estado de Morelos, Contreras-MacBeath, T., F Jaramillo M. y J. C. Boyás D. (eds.). CONABIO-UAM, México. p. 44-58.
- Corona-Chávez, P. 1999. El basamento litológico y tectónico del estado de Michoacán. *In* Carta Geológica de Michoacán, P. Corona-Chávez e I. Israde-Alcántara (eds.) Instituto de Investigaciones Metalúrgicas. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia. p. 10-26.

- Correa, P. G. y J. M. Ayala. 2003. Hidrografía e Hidrología. *In* Atlas Geográfico del Estado de Michoacán, Correa Pérez G. (eds.). EDDISA 2a.Ed. Secretaría de Educación del Estado de Michoacán, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo Morelia. p. 47-50.
- Domínguez, O. e I. Doadrio. 2004. Phylogenetic relationships within the fish family Goodeidae based on cytochrome b sequence data. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 31:416–430.
- Díaz-Pardo, E., M. A. Godínez-Rodríguez, E. López-López y E. Soto-Galera. 1993. Ecología de los peces de la cuenca del río Lerma, México. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional* 39: 103-127.
- Dobson, M. y C. Frid. 1998. *Ecology of aquatic systems*. Prentice Hall, Edimburgo. 274pp.
- Espinosa-Pérez, H., P. Fuentes-Mata, M.T. Gaspar-Dillanes y V. Arenas. 1993. Notes on Mexican Ichthyofauna, *In* Biological diversity of Mexico: origins and distribution, T. P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa. (Eds.). Universidad de Oxford, Nueva York. p. 229-251.
- Fausch, K. D, C. E. Torgersen, C. V. Baxter y H.W., Li. 2002. Landscape to riverscapes: Bridging the gap between research and conservation of stream fishes. *Bioscience* 52: 483-496.
- Federal Interagency Stream Restoration Working Group (FISRWG).1998. Stream corridor restoration. Principles, processes, and practices. Washington, D.C.
- García, E. 1988. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. Instituto de Geografía, UNAM. México.243p.

- Habit, E., M. C. Belk, R. C. Tuckfield y O. Parra. 2006. Response of the fish community to human-induced changes in the Biobío River in Chile. *Journal of Freshwater Biology* 51: 1-11.
- Hasenaka, T. y I.S.E. Carmichael. 1985. A compilation of location, size and geomorphological parameters of volcanoes of the Michoacán-Guanajuato volcanic field, central Mexico. *Geophysical Journal International*. 24 (4): 577-608.
- Instituto Nacional de Geografía, Estadística e Informática (INEGI) 1985. Síntesis geográfica del estado de Michoacán. Dirección General de Geografía. México D.F. 315 p.
- Krebs, C. J. 2001. *Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance*. Benjamin Cummings. San Francisco. 695 p.
- Lamouroux, N., N. L. Poff y P.L. Angermeier. 2002. Intercontinental convergence of stream fish community traits along geomorphic and hydraulic gradients. *Ecology* 83: 1792-1807.
- Lampert, W. y U. Sommer. 2007. *Limnoecology: the Ecology of Lakes and Streams*. 2a Ed. Oxford University Press, Oxford. 382 p.
- López-López, E. y J. Paulo-Maya. 2001. Changes in the fish assemblages in the upper Río Ameca, Mexico. *Journal of Freshwater Ecology*. 16: 179-187.
- López-López E. y E. Díaz-Pardo. 1991. Cambios distribucionales en los peces del río de la Laja (cuenca río Lerma), por efecto de disturbios ecológicos. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Instituto Politécnico Nacional*. 35: 91-116.
- Lyons, J. y N. Mercado-Silva. 1999. Patrones taxonómicos y ecológicos entre comunidades de peces en ríos y arroyos en el oeste de Jalisco, México. *Anales*

- del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología. 70: 169-190.
- Lyons, J., S. Navarro-Pérez, P. A. Cochran, E. C. Santana y M. Guzmán-Arroyo. 1995. Index of Biotic integrity based on Fish assemblages for the conservation of streams and rivers in west-central México. *Conservation Biology*. 9: 569-584.
- Martínez-Leyva, A. Z. y E. Soto-Galera. 2006. Estructura de la comunidad íctica en ríos afluentes del río Lacantún, Chiapas. *Memorias del X Congreso Nacional de Ictiología*, Querétaro.
- Mercado-Silva, N., J. Lyons, G. Salgado-Maldonado y M. Medina-Nava. 2002. Validation of a fish-based index of biotic integrity for streams and rivers of central Mexico. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 12: 179-191.
- Minckley, W. L., R. R. Miller, C. D. Barbour, J. J. Schmitter-Soto y S. M. Norris. 2009. Ictiogeografía histórica. *In*: R.R Miller., W.L. Minckley y S.M. Norris. 2009. *Peces dulceacuícolas de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Sociedad Ictiológica Mexicana, El Colegio de la Frontera Sur, Consejo de Peces del Desierto, Ciudad de México. p. 27-53.
- Moyle, P.B. y J. J. Cech. 2004. *Fishes. An introduction to Ichthyology*. 5a Ed. Prentice-Hall. San Francisco. 726 pp.
- Morán-López, R., E. da Silva, J. L. Pérez-Bore y C. Corbacho-Amado. 2006. Associations between fish assemblages and environmental factors for Mediterranean-type rivers during summer. *Journal of Freshwater Biology* 69: 1552–1569.

- Paulo-Maya, J. y A. Ramírez-Enciso. 1997. Distribución espacio-temporal de la ictiofauna del río Cutzamala, Michoacán, México. *Revista de Biología Tropical* 45:845-853.
- Pérez, M. R. M., M. S. Aguilera R. y J. L. Mora G. 2006. Monitoreo ambiental del río Cupatitzio, en la parte alta de la microcuenca y dentro del Parque Nacional “Barranca del Cupatitzio”, en la Ciudad de Uruapan, Michoacán. *Biológicas* 8: 18-30.
- Ramírez, E. A. 1991. Ictiofauna de cinco subcuencas del río Balsas en Michoacán, aspectos zoogeográficos, ecológicos y morfométricos. Tesis de Licenciatura. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Instituto Politécnico Nacional. México. 92 p.
- Rosas-Muñoz P. y E. Soto-Galera 2006. Estructura trófica de la ictiofauna en cuatro ríos de la Sierra Madre del Sur, Estado de Chiapas. *Memorias del X Congreso Nacional de Ictiología*. Querétaro. 23 al 27 de octubre de 2006.
- Rzedowski, J. 1988. *Vegetación de México*. Limusa, México. 432 p.
- Schaaf, P., Z. D. Moran, B. M. S. Hernández, S. G. Pichardo, G. Tolson y H. Köhler. 1995. Paleogene continental margin truncation in southwestern Mexico: Geochronological evidence. *Tectonics* 14: 1339-1350.
- Schlosser, J. I. 1982. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs* 52: 395-414.
- Schlosser, J. y P. Angermeier. 1989. Species-area relationships for streams fishes. *Ecology* 70: 1450-1462.
- Schönhuth, M.S., A. de Sostoa, E. Martínez y I. Doadrio 2001. Southern Mexican minnows of the genus *Notropis* (Actinopterygii, Cyprinidae): genetic variation,

- phylogenetic relationships and biogeographical implications. *Biochemical Systematics and Ecology*. 29:359-377.
- Schönhuth, S e I. Doadrio 2003. Phylogenetic relationships of Mexican minnows of the genus *Notropis* (Actinopterygii: Cyprinidae). *Biological Journal of the Linnean Society* 80: 323-337.
- Soto-Galera, E., E. Díaz-Pardo, E. López-López y J. Lyons. 1998. Fishes as indicators of environmental quality in the río Lerma basin. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 1: 267-276.
- Soria-Barreto M. y E. Soto-Galera 2006. Estructura de la ictiofauna del río Atlapexco, cuenca del Panuco, Estado de Hidalgo. *Memorias del X Congreso Nacional de Ictiología*. Querétaro. 23 al 27 de octubre de 2008.
- Townsend, C.R., M. Begon y J.L. Harper. 2003. *Essentials of Ecology*. 2a Ed. Blackwell. Turin. 550 p.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, R. Sedell y C. E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 37: 130-137.
- Webb, S. A., J. A. Graves, C. Macías-García, A. E. Magurran, D. O Foighil y M. G. Ritchie. 2004. Molecular phylogeny of the livebearing Goodeidae (Cyprinodontiformes). *Molecular Phylogenetics and Evolution*. 30: 527-544.

CAPÍTULO I

Estructura de la comunidad de peces de los ríos Cupatitzio, Parota y El Marqués, cuenca del Balsas, y su relación con variables geomorfológicas y fisicoquímicas

(Artículo enviado a la *Revista Mexicana de Biodiversidad*)

Medina-Nava et al. Comunidad de peces región del Balsas

Estructura de la comunidad de peces de los ríos Cupatitzio, La Parota y El Marqués, cuenca del Balsas, y su relación con variables geomorfológicas y fisicoquímicas

Structure of the fish community of rivers Cupatitzio, The Parota, and The Marqués, Balsas basin, and its relationship to geomorphological and physicochemical variables

Martina Medina-Nava^{1*}, Juan Jacobo Schmitter-Soto², Ricardo Miguel Pérez-Munguía¹, Ulises Torres-García¹, Rebeca Aneli Rueda-Jasso¹, Norman Mercado-Silva³, Javier Ponce Saavedra¹

¹ Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Edificio R, planta baja, Ciudad Universitaria. Morelia, C.P 58040 Mich., México. Fax (443) 3167412; martinamedi@gmail.com,

² El Colegio de la Frontera Sur, A.P. 424, 77000 Chetumal, QR, México

³ School of Natural Resources and the Environment, University of Arizona, Tucson, AZ, Estados Unidos.

Resumen. En la región del Balsas se conoce poco de la estructura de las comunidades de peces y su relación con variables ambientales. Este trabajo examina las variaciones espacio-temporales de la diversidad de peces en un gradiente geomorfológico (i.e., de estructura física del hábitat) y fisicoquímico. Un análisis multivariado identificó tres variables geomorfológicas: ancho máximo de la ribera, profundidad media y ancho del área de inundación, y tres variables fisicoquímicas: temperatura, conductividad y saturación de oxígeno, que tuvieron importancia en la diversidad, riqueza y abundancia de las comunidades de peces. Habiendo dividido la cuenca desde la perspectiva de los procesos dominantes, encontramos que la comunidad de peces en sitios ubicados en la zona de transición fue más diversa y rica que aquellas ubicadas en la zona erosiva o de depósito. La abundancia de la mayoría de las especies registradas en sitios de la zona de transición, fue mayor que la encontrada en sitios de la zona erosiva o de depósito. La mayor diversidad, riqueza y abundancia encontrada en la zona de transición coincidió con la mayor heterogeneidad geomorfológica.

Palabras clave: Peces, ríos, variación espacio-temporal, zonación, geomorfología

Abstract: In the Balsas region, central-western Mexico, little is known about the structure of fish communities and their relationship to environmental variables. This work examines the spatio-temporal variation of the fish diversity in geomorphological (i.e., of physical structure of habitat) and physicochemical gradients. Three geomorphological variables, bankfull width, average depth and width of the floodplain, and three physicochemical variables, temperature, conductivity, and oxygen saturation, were important in diversity, richness, and

abundance of fish communities. Having divided the basin from the perspective of the dominant processes, we found that the fish community at sites located in the transition zone was more diverse and richer than those located in the erosion or deposition. The abundance of most species recorded at the sites of the transition zone was higher than that found in sites located in the erosion or deposition. Diversity, richness, and abundance were greater in the transitional zone, which coincides with the greatest geomorphological heterogeneity.

Key words: Fishes, rivers, spatial and temporal variation, zones, geomorphology

Introducción

Uno de los mayores retos en la ecología de sistemas lóticos es identificar los gradientes ambientales que intervienen en la estructuración de las comunidades biológicas (Schlosser, 1982). Para lograrlo se han propuesto diferentes modelos para explicar los patrones de composición y estructura de las comunidades de peces y la influencia que sobre éstos tienen los procesos naturales y las actividades antropogénicas (Lyons y Mercado-Silva, 1999; Fausch et al., 2002; Habit et al., 2003, 2007). El “continuo fluvial” (*river continuum*) postula que las variables físicas presentan un gradiente continuo en el sentido de la corriente y que las condiciones del hábitat controlan la composición de la comunidad (Vannote et al., 1980). Por otra parte, el concepto de “procesos dominantes” ha establecido que la variabilidad espacial de los procesos geomorfológicos fluviales a escala local determina la estructura física del hábitat en los ríos, lo cual a su vez influye en la estructura y dinámica de sus comunidades bióticas (Montgomery, 1999; Poole, 2002; Walters et al., 2003; Sullivan et al., 2006). La geomorfología fluvial permite entender la heterogeneidad espacial de hábitats y por lo tanto la distribución y patrones de segregación espacial de las especies (Schlosser, 1982; Rosgen, 1996; McIntosh et al., 2000, Lamouroux et al., 2002; Montgomery y Bolton, 2003). Por otro lado, otras investigaciones se han enfocado en describir la composición y estructura de la comunidad en términos de su variación temporal (Habit et al., 2003, 2007; Morán-López et al., 2006). En cualquiera de los casos, para poder entender la variación y la estabilidad de la comunidad de peces es necesario relacionar los patrones espacio-temporales dentro del gradiente ambiental (Benda et al., 2004). Esta

información es relevante para la conservación biológica y la implementación de estrategias de gestión de cuencas hidrográficas.

En el centro-occidente de México, se ha buscado relacionar la composición y diversidad de las comunidades de peces de ríos y arroyos con variables fisicoquímicas (López-López y Díaz-Pardo, 1991; Díaz-Pardo et al., 1993), y con factores de impacto antropogénico a los cauces (Soto-Galera et al., 1998,1999; Lyons y Mercado-Silva, 1999; Domínguez-Domínguez et al., 2008). Estas últimas incluyen los efectos de la introducción de especies exóticas, la contaminación y la presencia de canales o embalses como causantes de la reducción en la distribución y abundancia de especies nativas.

La composición íctica, la biología de algunas especies (Álvarez, 1970, 1972), y la biogeografía (Ramírez, 1991; Paulo-Maya y Ramírez-Enciso, 1997) han sido el punto de atención de trabajos realizados en la región hidrológica del río Balsas. Solamente un trabajo ha abordado el estudio de los atributos de la comunidad (para el río Amacuzac) con la altitud, el tipo de sustrato y la temperatura (Trujillo-Jiménez et al., 2010).

Aunque los patrones ecológicos (p.e., concepto de continuidad, concepto de procesos dominantes) han sido generalmente consistentes en sistemas lóticos de muchas regiones geográficas, existen también numerosas excepciones. Dado el poco conocimiento que se tiene acerca de los factores que afectan la estructura de las comunidades en la cuenca del Balsas, éste trabajo utiliza información geomorfológica, fisicoquímica y de las comunidades de peces, para examinar las variaciones espacio-temporales de la estructura de la comunidad de peces de los ríos Cupatitzio, La Parota y El Marqués. Esta

información es de la mayor relevancia no solo para entender la ecología y biología básica de las especies, sino para entender como las comunidades son afectadas por factores antropogénicos y poder trabajar en su conservación.

Materiales y métodos

Área de estudio: Los ríos estudiados conforman un sistema hidrográfico cuya área es de 4281 km². El río Cupatitzio (48.1 km) y La Parota (34.2 km) al unirse dan origen al río Marqués (36.7 km), que a su vez desemboca en el cauce principal del río Balsas en la vertiente del Pacífico (CNA. 1988; Correa y Ayala, 2003) (Fig. 1).

Desde el punto de vista geológico, la zona de estudio se encuentra entre los límites de tres provincias: al norte en el sector central del Cinturón Volcánico Mexicano (Garduño et al., 1999); la porción occidental, en un cinturón volcánico y plutónico del Eoceno-Mioceno; y la zona sur-sureste, en una cuenca endorreica de depósitos fluviales asociada a volcanes monogenéticos correspondientes a la depresión del Tepalcatepec-Infiernillo (Corona-Chávez, 1999).

En la zona se registran tres tipos de climas. En altitudes de 1300 a 2000 msnm (metros sobre el nivel medio del mar) se encuentra el clima tipo A(C) w, templado semicálido húmedo con abundantes lluvias en verano. En altitudes de 400 a 1000 msnm se encuentra el clima tipo Aw; cálido subhúmedo con lluvias en verano. En altitudes de 300 msnm y menores, el clima es del tipo BS, seco cálido (INEGI, 1985; García, 1988). La vegetación predominante en la zona de estudio es bosque de pino por arriba de 1500 msnm, pino-encino de 1500 a 1000 msnm y por debajo de este límite bosque tropical caducifolio (Rzedowski, 1988). La actividad económica principal es la agricultura de temporal y de riego, lo cual ha provocado

que más del 50% de la cobertura vegetal natural haya sido alterada (datos no publicados).

Los ríos Cupatitzio y La Parota son alimentados por numerosos manantiales. Estos ríos se utilizan para el consumo humano, la agricultura, la generación de energía eléctrica, como zonas de recreación y para la recepción de aguas residuales domésticas y el arrastre de residuos agrícolas (Pérez et al., 2006). El río el Marqués tiene como aportes principales las aguas del Cupatitzio y La Parota, y es utilizado para el consumo de agua doméstica y agrícola. El Marqués es también afectado por actividades humanas.

Diseño de muestreo y toma de datos. Se establecieron diez sitios de muestreo, los cuales fueron seleccionados siguiendo los criterios de Rahel y Wayne (1991) y FISRWG (1998), así como por su accesibilidad. Los sitios se ubicaron a partir de una altitud de 1344 msnm (sitio 7) hasta la parte más baja, a 212 msnm (sitio 10), considerando cubrir las zonas alta (erosiva), media (de transición) y baja (de depósito) (Fig. 1). En cada uno de ellos se realizaron ocho muestreos durante 2008 y 2009, cuatro en época de lluvias (agosto, octubre) y cuatro en secas (febrero y abril).

Variables geomorfológicas. La estructura física del hábitat se determinó utilizando descriptores o rasgos geomorfológicos fluviales de acuerdo con el concepto teórico-metodológico de Rosgen (1996), el cual toma en consideración las variables que le confieren estabilidad al sistema, entre ellas la sinuosidad del cauce, proporción anchura-profundidad, pendiente, tipo de sustrato y movimiento de la corriente. La técnica de Rosgen permite caracterizar el tipo de cauce esperado (en ausencia de afectación antropogénica) de acuerdo con su posición

topográfica y el relieve del paisaje. Las variables de la morfología de canal se midieron en un segmento transversal, utilizando un nivel láser Mark III. En total se midieron nueve descriptores de la morfología del canal: 1) ancho de la ribera máxima (AMR) (nivel de desborde, a partir del cual se determina el resto de los descriptores), 2) profundidad media (Pme), 3) ancho-profundidad (A/P), 4) profundidad máxima (Pmx), 5) ancho del área de inundación (AAI), 6) confinamiento (CF), 7) pendiente (P), 8) sinuosidad (SIN) y 9) tipo de substrato, (D_{50}), este último evaluado de acuerdo con Bunte y Abt (2001). Aunque per sé no es una variable geomorfológica, en la descripción del hábitat también se incluyó la velocidad media de la corriente (V_c), que se estimó a partir de tres mediciones en un transecto a lo ancho del río, utilizando un flujómetro marca Flow-Mate. (Nota: La representación grafica de estas variables obtenida para cada uno de los cauces, así como las curvas de acumulación para determinar el substrato dominante (D_{50}) se presentan en la sección de anexos). Para establecer el orden de las corrientes se usó el método de Strahler (1957), calculado a partir de la extensión para Arcview de Arc Hydro: GIS for Water Resources. V 1.0 Beta 2 (Maidment, 2004), utilizando modelos digitales de terreno (MDT) y el conjunto de datos vectoriales escala 1:50,000.

Variables físico-químicas: Se midió la temperatura ($^{\circ}\text{C}$), la conductividad (mScm^{-1} a 25°C), el pH (unidades estándar), el porcentaje de saturación de oxígeno disuelto (%), la concentración de oxígeno disuelto ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), la turbidez (NTU) y el potencial de óxido-reducción (ORP). Estas variables fueron medidas utilizando una sonda multiparamétrica (Hydrolab Quanta) realizando dos mediciones en cada muestreo. Ambas mediciones fueron realizadas en distintas ubicaciones dentro de

cada sitio, en lugares representativos. Con la finalidad de conformar la estructura de la matriz ambiental que conjuntó a las variables tanto en espacio y tiempo, se tomaron los valores máximos y mínimos por época del total de los ocho muestreos de cada sitio.

Muestreo biológico. Debido a la diversidad de macro y micro hábitats, se utilizaron diferentes artes de pesca para el muestreo de las comunidades de peces. Se utilizó un equipo de electropesca de mochila modelo 15-D con generador de energía Honda modelo EX350, con capacidad de 300 watts y una salida de 120 voltios VAC a 60 Hertz y 12 VDC nominal de 6 amperios; un chinchorro de 10 m de longitud por 1.20 m de altura y 0.5 cm de abertura de malla; y una atarraya de 2.10 m de diámetro y 1.2 cm de abertura de malla. Para estandarizar las capturas, el muestreo se realizó recorriendo los sitios en un tramo de aproximadamente 100 m, con un esfuerzo constante de captura de 90 minutos para la electropesca (Habit et al., 2003, 2006), 10 lances de atarraya y tres arrastres con el chinchorro de 15 m cada uno. Los peces obtenidos por cada una de las artes de pesca fueron conjuntados a una sola muestra para un sitio. Los peces capturados se fijaron en formol al 10% y se preservaron en alcohol etílico al 70%. Para la identificación de los ejemplares se usaron las claves y criterios de Álvarez (1970), Schönhuth y Doadrio (2003), Schmitter-Soto (2007) y Miller et al. (2009). Los especímenes se depositaron en la Colección de Peces de la Universidad Michoacana (CPUM).

Análisis de datos. Con la finalidad de identificar si las variables aplicadas para la clasificación geomorfológica diferenciaron los cauces por zonas erosiva, transición y depósito se corrió un Análisis Discriminante Canónico, con la prueba de significancia de lambda de Wilks (Hair et al., 2006).

Para ordenar las variables ambientales en el gradiente longitudinal y evaluar su importancia, se utilizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) a partir de una matriz conformada con las variables geomorfológicas y físico-químicas (Gauch, 1986).

Para cada evento de colecta, los atributos comunitarios analizados fueron: la riqueza específica (S), la diversidad (índice de Shannon basado en número de individuos y logaritmo natural, $H'_{\ln}$), equidad ($J'_{\ln}$), frecuencia de aparición (F) (Magurran, 2004) y abundancia relativa (AR) de las especies.

Con el fin de analizar las posibles diferencias espaciales y temporales en cuanto a la riqueza, diversidad y la abundancia se realizaron análisis de varianza (ANOVA) (Magurran, 2004), sobre los valores totales obtenidos de cada muestreo, transformados por raíz cuadrada para cumplir con los supuestos de normalidad (Hair et al., 2006). Como prueba de comparación múltiple se utilizó la prueba de Tukey. Para todos los análisis se utilizó un nivel de significancia de 0.05 y se emplearon los paquetes estadísticos JMP V.6.0 (SAS Institute, 2001) SPSS V.11.5.1 (SPSS, 2002).

Resultados

Variables geomorfológicas (estructura física del hábitat)

El análisis discriminante de las variables geomorfológicas asignó el 100% de los sitios a alguna de las tres zonas. La primera función discriminante aportó el 84% de la varianza y estuvo altamente correlacionada con las variables P y Pmx, las cuales distinguieron por un lado sitios con mayor pendiente y menor

profundidad (zona erosiva) (sitios 1,2 y 7), de sitios con menor porcentaje de pendiente, de mayor profundidad, que corresponden a la zona de transición (sitios 3, 4, 5, 6, 8 y 9). La segunda función discriminante, con un 16% de la varianza, separó al sitio 10, de menor pendiente, más sinuoso y menor velocidad de corriente, correspondiente a la zona de depósito. La agrupación fue significativa (λ de Wilks = 0.002, $p = 0.03$) (Cuadro 1).

Cuadro 1. Funciones discriminantes que distinguen entre la zona erosiva, de transición y de depósito con base en las variables geomorfológicas. Abreviaturas, ver Cuadro 1. CC = Componente canónico.

	Eigenvalor	Porcentaje	Vc	AMR	CF	Pmx	P	SIN
CC 1	45.46	83.98 %	18.19	-0.004	-8.04	-11.50	58.23	2.67
							-	
							110.7	
CC 2	8.67	16.01 %	5.98	0.117	2.34	1.84	2	5.02

a) Río Cupatitzio. Los cauces en este río se encuentran asociados a un valle aluvial y se ubican en una barranca cuyas laderas son escarpadas y son más profundos que anchos. En particular, el sitio 7 de la zona erosiva, se clasificó como tipo A3, donde resalta la presencia de escalones y rápidos; su forma es más bien recta, y es el menos sinuoso de entre los 10 sitios; el sustrato predominante (D_{50}), fue de guijarros grandes. En la parte media del Cupatitzio o zona de transición, los sitios 8 y 9 son del tipo B3, con pendiente mayor a 2%, y aunque se caracterizan por dominar los rápidos, se encuentran zonas de meandros y pozas. Estos ríos son más sinuosos que los de la zona erosiva; sin embargo, el valor de

sinuosidad del sitio 9 fue menor. Con respecto al sustrato predominante (D_{50}), el sitio 9 resultó igual al 7; sin embargo, en el sitio 8 fue menor al esperado.

B) Río Parota. Su red de drenaje es de mayor densidad con respecto a los ríos Cupatitzio y El Marques. El río tiene menor elevación y laderas menos escarpadas; los canales se encuentran en su mayoría confinados.

Cuadro 2. Geomorfología de los cauces de la cuenca Tepalcatepec-Infiernillo. Zonas: E (erosiva), T (de transición), D (de depósito).

	R. La Parota					R. Cupatitzio				R. El Marqués
Sitio	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Altitud (msnm)	1275	1116	664	459	429	332	1344	753	412	212
Orden de corriente	5°	5°	5°	5°	5°	6°	5°	5°	6°	7°
Zona	E	E	T	T	T	T	E	T	T	D
CA	B4	B3	G4	B3	F3	C4b	A3	B3	B3	F5
Vc (cm s ⁻¹)	0.52	0.66	1.08	0.32	0.38	1.12	0.82	0.48	0.41	0.58
AMR	6.7	13.3	15.17	60.6	47.6	27.2	19.7	27.85	28.64	71.9
Pme (m)	0.86	0.52	0.74	0.9	1.53	1.51	0.83	1.17	1.02	1.68
A/P	7.79	28.82	6.16	66.73	31.11	18.01	23.56	23.68	28.07	42.8
Pmx (m)	1.14	1.21	1.27	1.57	2.66	2.5	1.6	2.59	2	1.96
AAI (m)	9.8	19.3	20.7	100	100	62.1	23.6	45.2	36.6	78.4
CF	1.46	1.45	1.37	1.65	0.02	2.28	1.19	1.62	1.27	1.09
D ₅₀ (mm)	16-32	64-128	16-32	64-128	64-128	16-32	128-256	32-64	128-256	0.5-1.0
P (%)	3.8	2	4.6	3.8	1.69	3.8	4.15	3.47	3.2	1
SIN	1.86	1.53	1.48	1.08	1.18	1.02	1.26	1.63	1.07	1.3

CA= Tipo de cauce, Vc= velocidad de la corriente, AMR= ancho de máxima ribera Pme= profundidad media A/P= relación ancho profundidad, Pmx= profundidad máxima, AAI= ancho del área de inundación, CF= confinamiento D₅₀= diámetro promedio de las partículas del sedimento, P= pendiente, SIN= sinuosidad. Los valores en negritas indican diferencia del valor esperado.

En la zona erosiva (sitios 1 y 2), los cauces fueron más angostos y de menor área de inundación (AAI) que los del río Cupatitzio. En estos sitios se observó una predominancia de rápidos, un valor ancho-profundidad intermedio y sustrato predominante (D_{50}) de grava gruesa y guijarros pequeños, respectivamente.

En la zona de transición hay una alternancia del tipo de cauce. El sitio 3 se clasificó como B4; es más bien recto, la P y Vc indican un río con torrentes, con mayor presencia de rápidos y escalones y sustrato predominante (D_{50}) de grava gruesa, con un valor A/P mayor al esperado. El sitio 4, aunque corresponde al tipo B3, tiene valores de CF y A/P que son mayores a los del sitio 3, situado aguas arriba. El sitio 4 está en un río más ancho, con mayor presencia de pozas profundas; sin embargo, tiene un valor de sinuosidad menor al esperado y presentó un sustrato predominante (D_{50}) de guijarros pequeños. Río abajo, el sitio 5 se caracterizó como tipo F3. Es de los sitios más anchos, está confinado, y con pendiente suave, con una relación ancho-profundidad que indica la presencia de estanques y sustrato de guijarros pequeños. El sitio 6 se clasificó como tipo C4b, caracterizado por ser suavemente confinado, con una relación ancho-profundidad que lo ubica como poco profundo, y con un valor de sinuosidad menor al esperado; tiene un sustrato predominante (D_{50}) de grava.

C) Río El Marqués. Únicamente se evaluó el sitio 10, localizado en un valle de depósito lacustre, y que se clasificó como F5. Se distingue por ser un canal confinado, con presencia de meandros, pendiente menor al 2%, con mayor proporción de pozas, una mayor relación A/P, un área de inundación relativamente

grande (AAI) y sustrato predominante (D_{50}) de arena. Los valores para cada sitio se presentan en el Cuadro 2.

Importancia de variables ambientales

En el análisis de componentes principales utilizado con las variables ambientales (geomorfológicas y fisicoquímicas) los primeros tres componentes presentaron el 72.6 % de la varianza (Cuadro 3). La ordenación de los sitios de acuerdo al gradiente ambiental, los agrupa de acuerdo a su posición en el eje longitudinal de los ríos y por zonas. En la zona erosiva se encuentran los sitios 1, 2 y 7. En la zona de transición se agrupan los sitios 3, 4, 5, 6, 8 y 9. Sin embargo, de este grupo los sitios 3 y 8, tienen similitud con los de la zona erosiva. El sitio 10, ubicado en la zona de depósito, es diferente (Fig. 2). En el componente 1, los eigenvalores fueron mayores para tres variables físico-químicas (temperatura, conductividad, saturación de oxígeno) y tres geomorfológicas (AMR, Pme y AAI). Los sitios de las zonas de transición y de depósito (excepto los sitios 3 y 8) se relacionaron con mayores valores de temperatura, conductividad y saturación de oxígeno, así como con los descriptores geomorfológicos que los definen como cauces más anchos, menos confinados y más profundos. De acuerdo con los eigenvectores de los componentes dos y tres, los sitios 1, 2 y 7 se relacionan con las mismas variables físico-químicas y geomorfológicas, pero con los valores más bajos y geomorfológicamente son sitios, menos profundos y más estrechos.

Cuadro 3. Eigenvalores de las variables físico-químicas utilizadas en el Componente Principal (ACP), para las épocas de secas y lluvias en 2008 y 2009.

Eigenvalor	9.8143	4.4804	2.3985
Porcentaje	42.671	19.48	10.428
Porcentaje acumulado	42.671	62.151	72.579
T/ll/mi	0.296	0.056	-0.020
T/se/mi	0.289	-0.016	-0.057
T/se/mx	0.278	-0.143	0.148
C/ll/mx	0.136	-0.265	-0.193
C/se/mi	0.286	0.126	0.142
C/se/mx	0.283	0.089	0.195
pH/ll/mi	0.007	-0.065	0.523
pH/ll/mx	-0.056	-0.328	0.397
pH/se/mi	0.038	0.284	0.335
S/se/mi	0.241	0.142	-0.054
S/se/mx	0.230	0.012	0.361
O/ll/mi	0.135	0.349	-0.022
O/ll/mx	-0.250	0.157	0.161
O/se/mi	0.251	0.214	-0.079
O/se/mx	0.046	0.352	0.071
T/ll/mx	-0.123	0.257	-0.238
R/ll/mi	0.118	-0.133	0.034
R/ll/mx	0.027	-0.386	0.102
R/se/mi	0.162	-0.004	0.015
AMR	0.282	-0.040	-0.172
Pme	0.263	0.107	0.000
A/P	0.203	-0.285	-0.167
AAI	0.252	-0.165	-0.195

T= temperatura, C= conductividad, S= saturación de oxígeno, O= oxígeno disuelto, R= potencial de óxido-reducción (ORP), ll= lluvias, se= secas, mi= mínima, mx= máxima, AMR= ancho máximo de la ribera, Pme= profundidad media, A/P = relación ancho-profundidad, AAI = ancho del área de inundación.

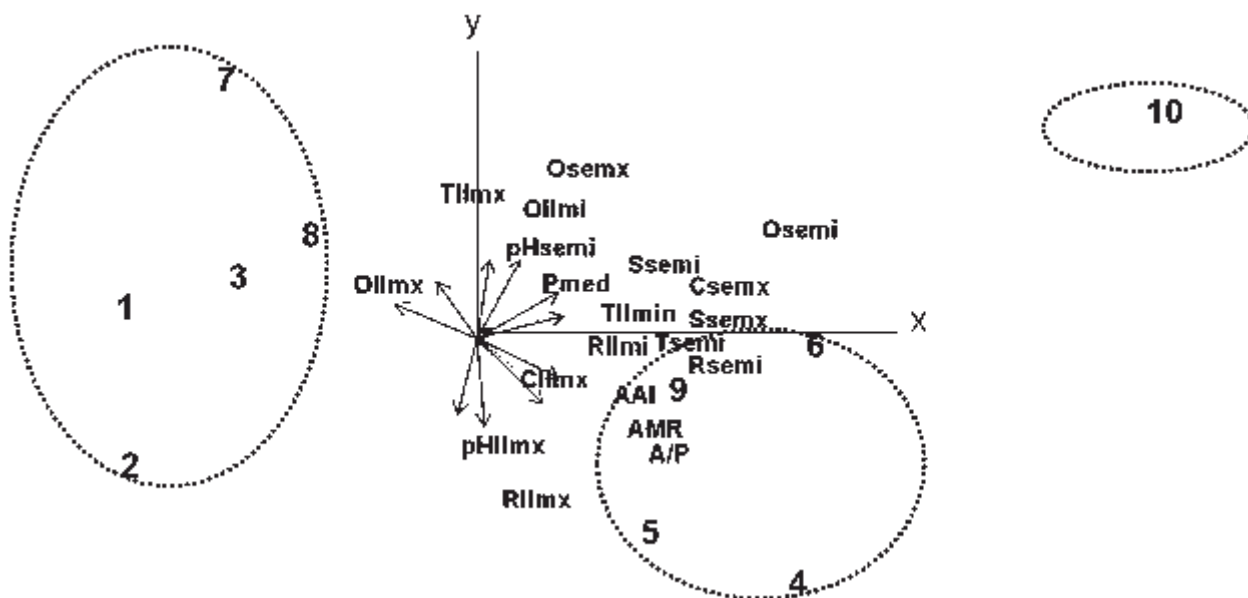


Figura 2. Gráfico de ordenación de los sitios de muestreo según los valores máximos y mínimos de variables geomorfológicas y fisicoquímicas por época (lluvias y secas) de 2008 y 2009, en los ríos Cupatitzio, La Parota, y El Marqués. Región hidrológica del Balsas, México. Abreviaturas, ver cuadro 1.

Cuadro 4. Composición y frecuencia de aparición (%) por especies en las temporadas de secas (se) y lluvias (ll) de 2008 y 2009. E= exótica, N= nativa, ND= no determinado.

	ESPECIE	Acrónimo	ORIGEN	AÑO	se	ll
Cyprinidae	<i>Cyprinus carpio</i> Linneaus, 1758	Cca	E	2008	22	11
				2009	10	10
	<i>Notropis moralesi</i> de Buen, 1955	Nmo	N	2008	33	22
Characidae	<i>Astyanax aeneus</i> (Günther, 1860)	Aae	N	2009	40	20
				2008	56	67
Ictaluridae	<i>Ictalurus balsanus</i> (Jordan y Snyder, 1899)	Iba	N	2009	70	70
				2008	56	78
Loricariidae	<i>Pterygoplichthys disjunctivus</i> (Weber, 1991)	Pdi	E	2009	70	70
				2008	ND	ND
Atherinopsidae	<i>Atherinella balsana</i> (Meek, 1902)	Aba	N	2009	10	10
				2008	ND	ND
Goodeidae	<i>Ilyodon whitei</i> (Meek, 1904)	Iwi	N	2009	100	78
				2008	90	80
Poeciliidae	<i>Poecilia butleri</i> Jordan, 1889	Pbu	N	2009	89	78
				2008	80	90
	<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	Pre	E	2009	22	11
				2008	40	10
	<i>Poeciliopsis gracilis</i> (Heckel, 1848)	Pga	E	2009	78	67
				2008	50	60
	<i>Poeciliopsis balsas</i> Hubbs, 1926	Pba	N	2009	ND	ND
				2008	10	10
	<i>Xiphophorus hellerii</i> Heckel, 1848	Xhe	E	2009	ND	ND
				2008	10	10
Cichlidae	<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	Oni	E	2009	22	33
				2008	50	0
	<i>Oreochromis</i> sp.	Osp	E	2009	ND	.
				2008	10	10
	<i>Tilapia rendalli</i> Boulenger, 1897	Tre	E	2009	ND	ND
				2008	10	0
	<i>Amatitlania nigrofasciata</i> (Günther, 1867)	Ani	E	2009	56	44
				2008	40	50
	<i>Cichlasoma istlanum</i> (Jordan y Snyder, 1899)	Cis	N	2009	44	44
				2008	40	60

Comunidades de peces

Se capturaron 17 especies, ocho nativas y nueve introducidas. Las familias mejor representadas fueron Cichlidae y Poeciliidae, con cinco especies cada una. La especie con mayor frecuencia de aparición y abundancia relativa fue

Ilyodon whitei, capturada en nueve sitios. Otras especies comunes fueron *Poecilia butleri*, *Ictalurus balsanus* y *Astyanax aeneus* (Cuadros 4 y 6). De acuerdo con el ANOVA para riqueza, no hubo diferencia significativa entre años y épocas, únicamente entre sitios ($F= 19.43$, $p<0.001$). La prueba de Tukey separó a sitios de menor riqueza (sitio 1 con un promedio de dos especies, sitio 2 con tres y 7 con 1 especie), de aquellos con valores intermedios (sitios 3 y 8, con cuatro y cinco especies respectivamente) y aquellos con valores mayores (sitio 4 con seis especies, 5 con siete, 6 con ocho y 9 con seis especies). Entre ríos la riqueza fue menor para el Cupatitzio (Cuadro 6).

En cuanto a la diversidad, no hubo diferencia significativa entre años o épocas, únicamente entre sitios ($F= 25.60$, $p<0.001$). Los sitios menos diversos fueron el 1 y 7 (ubicados en la zona erosiva), los sitios con valores intermedios de diversidad fueron el 2 y 3 (de la zona erosiva y de transición respectivamente). El resto de los sitios fueron los más diversos. En cuanto a la equidad, los sitios con menor valor fueron sitio 1, 2 en época de lluvias y sitio 7, el resto de los sitios con valores mayores a .50.

Las especies nativas fueron más abundantes que las introducidas. Las tilapias, *Oreochromis* sp. y *Tilapia rendalli*, así como el pecílido *Xiphophorus hellerii*, se recolectaron esporádicamente y en número menor a cinco individuos, mientras que las especies nativas se colectaron en todos los sitios y en número siempre superior a 12 individuos.

Se observó una variación estacional y anual en los valores de la abundancia relativa de las especies principalmente en las zonas de transición y de depósito (Cuadro 6). El ANOVA realizado con los valores de abundancia total, no

mostró diferencias significativas entre las épocas de muestreo, aunque si entre sitios ($F= 3.56$, $p<0.001$). El análisis de comparaciones múltiples reveló que el sitio 5 fue claramente distinto a todos los demás, mostrando el valor más alto de abundancia (266.5 individuos, $F= 6.84$, $p <0.001$). Para el resto de los sitios (2, 6, 9, 10, 7, 3 y 1) los valores promedio de abundancia fueron menores a 100 individuos.

Cuadro 5. Abundancia relativa de las especies por sitio y época en 2008 y 2009. Los valores se calcularon a partir de la captura total por sitio, obtenidas de las dos colectas de secas y de lluvias respectivamente. Las especies se abrevian con la inicial del género y las primeras dos letras del nombre específico. NC = no colectado; se= secas ll= lluvias

		SITIO																			
		1		2		3		4		5		6		7		8		9		10	
		se	ll	se	ll	se	ll	se	ll	se	ll	se	ll	se	ll	se	ll	se	ll	se	ll
Ani	2008			32.8				42.9	20.0	6.3	6.7	5.6	10.9			3.7	4.9	NC	NC		
	2009							13.1	28.6	8.5	9.3	1.0				0.8		6.8	8.4	32.2	
Aae	2008				3.6	2.4		0.9	9.8	6.2	5.1		3.1			22.7	22.1	5.2	29.4	NC	NC
	2009				21.6	3.1		44.7	12.9	5.8	9.3	6.1	6.9			17.9	10.1	11.0	16.2	1.4	0.9
Aba	2008																				
	2009																			3.7	11.3
Cis	2008							0.3			0.2	26.8	21.9			17.4	5.4	22.4	28.4	NC	NC
	2009								1.4		3.1	9.2	6.9			9.3	11.8	16.2	24.3	5.7	10.4
Cca	2008										0.2	1.2			6.7						
	2009										1.2	5.1									
lba	2008				2.0	44.6	23.8	0.9	13.5	0.1	1.1	1.9	7.8			0.5	0.7	5.9			
	2009				3.3	8.1	12.5	8.7	8.8	3.9	6.8	9.2	9.7				5.8	17.6	7.8	2.6	
lwi	2008	96.5		24.1	5.9	3.6		33.2	28.0	69.3	57.1	0.6	7.8			32.2	45.0	49.3	23.5		
	2009	88.4	94.1	9.1				13.6	43.5	72.1	38.5	3.1	1.4	100		36.9	60.5	49.7	25.7	23.6	26.1
Nmo	2008			1.7		32.1	54.8					0.6	7.8								
	2009					21.6	56.3	1.0		0.4		12.2	1.4								
Oni	2008										0.5	1.2	32.8					12.7	2.0		
	2009							1.0		1.2		1.0						11.6		1.4	
Osp	2008																				
	2009											1.0	15.3						2.0		
Pbu	2008	3.5	100	27.6	86.3	12.5	11.9	13.9	15.3	3.7	1.7	7.5				6.2	0.9	0.7	1.0		
	2009	7.0	5.9	4.5	86.7	10.8	28.1	8.3	2.7	6.2	23.0	4.1	26.4			12.7	6.7		1.4	7.4	13.9

Pre	2008	9.5	5.9	1.8	0.1								
	2009	4.7	86.4	10.0	37.8	4.1							
Pga	2008		4.3	1.8	7.1	8.0	13.5	14.3	27.6	54.5	7.8		
	2009					9.7	2.0	1.9	8.1	42.9	31.9	21.5	26.1
Pba	2008											5.2	4.9
	2009											23.1	10.1
Xhe	2008											8.1	27.0
	2009											0.9	
Pdi	2008												
	2009								0.6	1.0			
Tre	2008												0.3
	2009												0.7

Cuadro 6. Atributos de la comunidad de peces de los río La Parota, Cupatitzio y El Marqués en los dos ciclos anuales. se=secas, ll=lluvias.

Río	Zona	SITIO	Época	Diversidad		Equidad		Riqueza	
				2008	2009	2008	2009	2008	2009
Río Parota	E	1	se	0.15	0.23	0.22	0.71	2	2
			ll	0	0.25	0.5	0.86	1	2
	E	2	se	1.11	0.28	0.74	0.75	5	2
			ll	0.47	0.23	0.49	0.21	3	2
	E	3	se	1.32	1.24	0.78	0.83	6	5
			ll	0.95	0.52	0.81	0.38	4	2
	T	4	se	0.89	1.44	0.54	0.75	5	7
			ll	1.56	1.26	0.87	0.74	6	6
	T	5	se	1.07	0.99	0.61	0.53	6	7
			ll	1.16	1.45	0.58	0.81	8	6
Cupatitzio	T	6	se	1.31	1.70	0.73	0.79	7	10
			ll	1.7	1.57	0.88	0.84	7	7
	T	7	se	0.24	0	0.36	0.50	2	1
			ll	ND	0	ND	0	ND	1
	T	8	se	1.01	1.30	0.82	0.86	4	5
			ll	1.11	1.14	0.68	0.66	5	6
El Marqués	T	9	se	1.20	1.45	0.71	0.81	6	6
			ll	1.35	1.57	0.81	0.88	6	6
	D	10	se	ND	2.06	ND	0.83	ND	12
			ll	ND	1.6	ND	0.83	ND	7

Discusión

Los ríos y arroyos han sido conceptualizados por Montgomery (1999) como discontinuidades y sistemas fuertemente jerárquicos. Esta perspectiva dinámica de parches jerárquicos se ha propuesto como referencia para determinar las interacciones entre la estructura y la función de las comunidades de peces en sistemas fluviales a diferentes escalas espaciales (Poole, 2002; Montgomery y Bolton 2003; Dauwalter et al., 2008). Por otro lado, el concepto del continuo fluvial propone que es importante entender el flujo de energía y de los patrones de su disipación en el sistema físico, en los que la complejidad se incrementa hacia la zona baja y la comunidad de peces se adapta estructural y funcionalmente, variando en un continuo longitudinal (Vannote et al., 1980).

En la zona de estudio, la red hidráulica superficial es compleja, debido a la confluencia natural de tres regiones geológicas de edad y origen diverso (Schaaf et al., 1995; Bocco y Mendoza, 1999; Corona-Chávez, 1999). Por otro lado, existe un proceso de subsidencia y levantamiento del relieve relativamente activo, relacionado con un sistema de fallas verticales (normales) que han modificado y rejuvenecido sustancialmente el paisaje (Corona-Chávez, 1999; SGM, 1999). La heterogeneidad geológica y el relativo rejuvenecimiento de origen tectónico del paisaje sugieren la presencia de un proceso exógeno activo, relacionado con importantes variaciones en espacio y tiempo de los sistemas fluviales de la cuenca del Balsas. En consecuencia, es posible entender las discontinuidades de geomorfología fluvial o parches presentes en la zona, los cuales en términos geomorfológicos describen la variación a lo largo de los ríos y entre zonas. Esta evaluación coincide con lo descrito por Dauwalter et al. (2008),

Montgomery (1999) y Walters et al. (2003) para ríos y arroyos de Norteamérica, donde destacan la influencia de los procesos geomorfológicos fluviales y por tanto de la estructura física del hábitat a una escala regional. La heterogeneidad espacial observada en el presente trabajo fue notable en la zona de transición, ya que se aprecia una discontinuidad en la secuencia de los cauces debido al cambio de paisaje, que va de valles de aluvión, con pendientes menores al 3%, hacia valles más estrechos; aguas abajo se reencuentran los valles amplios de aluvión (Schaaf et al., 1995; Bocco y Mendoza, 1999). Estos cambios resultaron en la reducción de anchura y profundidad en el sitio 6, que se ubica en la parte más baja de la zona de transición, pero que reúne características de una zona erosiva, situación semejante a lo mencionado por Welcomme (1985) y Habit et al. (2003). De manera general se encontró un patrón geomorfológico continuo en el río Cupatitzio y discontinuo en el río La Parota. Esto permite entender el efecto combinado de las variables geomorfológicas, es decir la variabilidad morfológica (geometría del canal) como son AMR, AAI, Pme, Pmax y Vc entre otras, en la diversidad espacial y temporal de la comunidad de peces. Las diferencias en la secuencia de estanques, rápidos, escalones, así como de la profundidad ajustan la velocidad de la corriente y del caudal tanto en espacio y tiempo, siendo un factor importante en la estructuración de la comunidad de peces (Fausch y Northcote, 1992).

De igual forma, diversas investigaciones han demostrado la influencia de las variables físico-químicas y de aquellas que determinan el volumen del hábitat sobre la estructura de las comunidades (Lyons y Schneider, 1990; Morán-López et al., 2006; Habit et al., 2007). En el río Amacuzac se determinó que la

distribución de la comunidad de peces presenta cambios altitudinales entre la parte alta y baja del río, relacionados con la variación de la pendiente, la velocidad de la corriente, el tipo de sustrato y la temperatura (Trujillo-Jiménez et al., 2010). Sin embargo, para los ríos de este estudio la mayoría de los parámetros físico-químicos con excepción de la temperatura, conductividad y oxígeno disuelto presentaron poca variación temporal; es durante las lluvias que las variables muestran un patrón de heterogeneidad espacial.

No hubo diferencias estacionales en turbidez, excepto porque en la época de lluvias de 2009 en el sitio 7 los valores fueron muy altos. Esto se debió a que se muestreó un día después de que se desfogó la presa Cupatitzio, cuya salida es del tipo hipolimnético, lo que provocó una mayor carga de sedimentos río abajo.

En la temporada de secas, en la zona de transición y depósito disminuyen drásticamente los niveles de agua por efecto de la evaporación, lo que provoca una mayor concentración de iones y altas temperaturas (Wetzel, 2001; Morán-López et al., 2006). En la temporada de lluvias se diferencian los sitios de la zona erosiva, con valores menores de temperatura, lo cual coincide con lo reportado para ríos de la cuenca Andalién de Chile (Habit et al., 2007) y con lo registrado por Trujillo-Jiménez et al. (2010) para el río Amacuzac. Estos resultados son contrarios a lo que sucede en ríos de zonas templadas, donde las variaciones ambientales y los factores físico-químicos presentan cambios extremos y juegan un papel importante en la determinación de la estructura de la comunidad de peces (Lamoroux et al., 2002; Magalhães et al., 2002; Pires et al., 2004).

Del total de especies capturadas, las nativas representan el 24% de las conocidas hasta el momento en la región Balseana, según los datos de Espinosa-Pérez et al. (1993), Contreras-MacBeath et al. (2006) y Miller et al. (2009). De las especies exóticas, *Tilapia rendalli*, *Oreochromis* sp., *Poecilia reticulata*, *Amatitlania nigrofasciata* y *Pterygoplichthys disjunctivus* son nuevos registros para los ríos Cupatitzio, La Parota y El Marqués. La presencia de las tilapias muy probablemente se debe a la actividad acuícola de la región. En el caso de *A. nigrofasciata* y *P. disjunctivus*, las cuales son de interés para la acuariofilia, escaparon de las granjas productoras del estado de Morelos y han invadido diversos ríos de esta región hidrológica, lo que demuestra su gran capacidad de colonización (Contreras-MacBeath, 1991; Contreras-MacBeath et al., 1998). De igual manera, *Xiphophorus hellerii* y *P. reticulata* se encontraron en un mayor número de sitios durante 2009 comparado con 2008, lo que representa una ampliación de su área de distribución en un plazo corto. Este proceso ha sido discutido como un problema de invasión y de competencia con las especies nativas (Mercado-Silva et al., 2006; Zambrano et al., 2006; Lockwood et al., 2007; Trujillo-Jiménez et al., 2010). La ausencia de *Sicydium multipunctatum*, especie nativa de origen periférico, colectada en 1977 en una localidad cercana al sitio 9 (ejemplar CPUM 13), conjuntamente con los comentarios de los pobladores de la zona, quienes afirmaron no haber observado su presencia en los últimos años, parece indicar que sus poblaciones desaparecieron. Lo anterior puede ser debido a las barreras físicas de los embalses Adolfo López Mateos (El Infiernillo) y José María Morelos (La Villita) ubicadas aguas abajo. Estos problemas constituyen una alerta para la conservación de la diversidad íctica, situación que ya se había

documentado para esta región hidrológica (Contreras-MacBeath et al., 1998). Trujillo-Jiménez et al. (2010) discuten que para el río Amacuzac la presencia de las especies exóticas no ha causado disminución de la riqueza de las especies nativas, aunque sí ha propiciado cambios en la estructura de la comunidad, ya que las especies exóticas son dominantes.

Los cambios en la composición de la comunidad de peces para estos ríos resultan de la adición de nuevas especies en las zonas bajas, sin la pérdida de aquellas de las zonas alta y media. Esto mismo fue encontrado por Rahel y Wayne (1991) en ríos del oeste de Estados Unidos y por Habit et al. (2007) en ríos de Chile. En el presente trabajo se pueden diferenciar tres grandes grupos de especies de acuerdo con su frecuencia de aparición: el primero, cuya distribución es amplia y se encuentra en las tres zonas (*I. whitei* y *P. butleri*); el segundo, formado por especies que ocupan tanto la zona transicional como la de depositación (*C. istlanum*, *A. aeneus* e *I. balsanus*) y el tercero con especies exclusivas: zona transición (*N. moralesi* y *X. helleri*) y de depositación (*A. balsana* y *P. balsas*). En otras palabras, las especies de la zona erosiva y de transición son subconjuntos anidados de las que están en la zona de depositación.

El patrón de incremento de la riqueza, diversidad y abundancia encontrado hacia la zona baja de estos ríos ya ha sido descrito en otros sistemas de latitudes templadas y tropicales (Schlosser y Angermeier, 1989; Lyons y Schneider, 1990; Paulo-Maya y Ramírez-Enciso, 1997; Rodiles-Hernández et al., 1999) así como para el río Amacuzac, donde el clima es cálido-subhúmedo (Trujillo-Jiménez et al., 2010). Sin embargo, en el presente estudio se esperaba encontrar diferencias estacionales de la abundancia y diversidad, como lo

describieron Paulo-Maya y Ramírez (1997) para el río Cutzamala, misma región hidrológica. Estos autores lo asociaron a la pérdida de continuidad longitudinal del río durante el período de estiaje. No obstante, en los ríos del presente estudio no se observó esta condición, es decir se mantiene la conectividad, lo que permite a la comunidad de peces disponibilidad de hábitat en ambas temporadas.

A partir de las diferencias en abundancia entre sitios, se puede inferir que algunas poblaciones de peces se mueven hacia la parte media en época de lluvias, lo cual coincide con lo registrado por Paulo-Maya y Ramírez-Enciso (1997); Magalhães et al. (2002); Boys y Thoms (2006) y Habit et al. (2007). En esta zona, los arroyos son más amplios, con una mayor área de inundación y más estanques. Aunado a esto, hay especies de hábitos bénticos, como el bagre (*I. balsanus*), con baja capacidad de desplazamiento, por lo que sus poblaciones son menos variables en el tiempo (Habit et al., 2003). Asimismo, las fluctuaciones poblacionales pueden estar asociadas a las historias de vida, por ejemplo la búsqueda de alimento y de refugios para la reproducción (Schlosser, 1982). Otras especies, por sus estrategias reproductivas (por ejemplo, los peces vivíparos), requieren de áreas de crianza en remansos o estanques (Miller et al., 2009). En la zona de estudio dichas áreas han sido impactadas por la presencia de puntos de retención (presas, bordos, canales de derivación de agua); esta situación se refleja en los valores de la geometría de los cauces. Lo que puede explicar por qué especies como *P. butleri* están amenazadas en esta cuenca y su abundancia relativa es menor que en el río Cutzamala (Ramírez, 1991; Paulo-Maya y Ramírez-Enciso, 1999), ya que estos puntos de retención inundan sus áreas de

reproducción, lo cual se ha determinado como una influencia negativa de la construcción de embalses en sistemas lóticos (Bunn y Arthington, 2002).

Diversos autores, como Schlosser (1982), Pires et al. (2004), Habit et al. (2007) y Dauwalter et al. (2008), han discutido que los patrones en la organización de la comunidad están relacionados con la diferenciación espacial de la morfología del canal (microhábitat) y temporal con la disponibilidad del recurso alimentario lo cual afecta las interacciones bióticas y el éxito reproductivo. En el presente estudio fueron las variables geomorfológicas las que mejor explican los patrones de diversidad y abundancia de la comunidad de peces. Estos resultados son semejantes a los de Walters et al. (2003) en la cuenca del río Etowah y de Trujillo-Jiménez et al. (2010) en el río Amacuzac. Esto sugiere que la comunidad de peces de estos ríos no responde puntualmente a variaciones de corto plazo, entre épocas (lluvias-secas), como lo observó Habit et al. (2007), o bien que éstas presentan poca variabilidad y poco efecto en la comunidad de peces. Por lo anterior, resalta la necesidad de prestar mayor atención a la evaluación geomorfológica fluvial (hábitat) en los ríos, y de estudios orientados a la predictibilidad de la variación de la diversidad y riqueza de las comunidades de peces, en condiciones semejantes a la estudiada.

Sin embargo, para un mejor entendimiento de los patrones espaciales y temporales se requiere de un mayor esfuerzo en número e intensidad de muestreos a diferentes escalas, sobre todo a microescala, que apoyen en la identificación de hábitats específicos. Los resultados de las asociaciones de peces, especialmente las especies amenazadas, deberán ser considerados como parte de las estrategias de conservación de la biodiversidad acuática. La zona de

transición baja deberá tener prioridad para establecer acciones de conservación de los cauces, las cuales permitan mantener las condiciones geomorfológicas que promuevan de manera directa el mantenimiento de la diversidad íctica. Estos resultados llevarán a tomar mejores decisiones para el manejo de estos ríos.

Literatura citada

- Álvarez del Villar, J. 1970. Peces Mexicanos (claves). Secretaría de Industria y Comercio. Instituto Nacional de Investigaciones Biológico-Pesqueras y Comisión Nacional de Pesca. S.I.C., México, D. F. 166 p.
- Álvarez del Villar, J. 1972. Ictiología Michoacana V. Origen y distribución de la ictiofauna dulceacuícola de Michoacán. Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional 19: 155-161.
- Benda, L., N. L. Poff, D. Miller, T. Dunne, G. Reeves, G. Pess y M. Pollock. 2004. The Network dynamics hypothesis: how channel networks structure riverine habitats. BioScience 54 (5): 413-427.
- Bocco, V. G. y M. Mendoza C. 1999. La regionalización geomorfológica como una alternativa de regionalización ecológica en México. El caso de Michoacán de Ocampo. In Carta Geológica de Michoacán, P. Corona-Chávez e I. Israde-Alcántara (eds.) Instituto de Investigaciones Metalúrgicas. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia. p. 74-90.
- Boys, C. A. y M. Thoms. 2006. A large-scale, hierarchical approach for assessing habitat associations of fish assemblages in large dryland rivers. Hydrobiologia 572:12-31.

- Bunn, S. E. y A. H. Arthington. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes of aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30: 492-507.
- Bunte, K. y S. R. Abt. 2001. Sampling surface and subsurface particle size distributions in wadeable gravel and cobble-bed streams for analyses in sediment transport, hydraulics and streambed monitoring. General technical report RMS-GTR. Forest Service. Rocky Mountain Research Station. United States Department of Agriculture.
- Comisión Nacional del Agua (CNA). 1988. Cuencas Hidrológicas. Escala 1:250,000. México.
- Contreras-MacBeath, T. 1991. Zebras in Mexiko. *Die Aquarien- und Terrarienzeitschrift* 44(5): 305-307.
- Contreras-MacBeath, T., J. R. Bonilla B, J. C. Boyás D., J. M. L. Caspeta M., R. Castro F., M. A. Lozano G., H. Mejía M., R. Trejo A., A. Trejo L., A. L. Ortiz V. y F. Urbina T. 2006. Fauna. *In* La diversidad Biológica en Morelos. Estudio del Estado de Morelos, Contreras-MacBeath, T., F Jaramillo M. y J. C. Boyás D. (eds.). CONABIO-UAM, México. p. 44-58.
- Contreras-MacBeath, T., H. Mejía y R. Carrillo. 1998. Negative impact in the aquatic ecosystems of the state of Morelos from introduced aquarium and other commercial fish. *Aquatic Sciences and Conservation* 2:1-12.
- Corona-Chávez, P. 1999. El basamento litológico y tectónico del estado de Michoacán, *In* Carta Geológica de Michoacán, P. Corona-Chávez e I. Israde-Alcántara (eds.) Instituto de Investigaciones Metalúrgicas. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia. p. 10-26.

- Correa, P. G. y J. M. Ayala. 2003. Hidrografía e Hidrología, p. 47-50. In Atlas Geográfico del Estado de Michoacán, Correa Pérez G. (ed.). EDDISA. Morelia.
- Dauwalter, D. C., D. K., Splinter, W. L. Fisher y R. A. Marson. 2008. Biogeography, ecoregions, and geomorphology affect fish species composition in streams of eastern Oklahoma, USA. *Environmental Biology of Fishes* 82: 237-299.
- Díaz-Pardo, E., M. A. Godínez-Rodríguez, E. López-López y E. Soto-Galera. 1993. Ecología de los peces de la cuenca del río Lerma, México. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional* 39: 103-127.
- Domínguez-Domínguez, O., L. Zambrano, L. H. Escalera-Vázquez, R. Pérez-Rodríguez y G. Pérez-Ponce de León. 2008. Cambio en la distribución de goodeidos (Osteichthyes: Cyprinodontiformes: Goodeidae) en cuencas hidrológicas del centro de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 79:501-512.
- Espinosa-Pérez, H., P. Fuentes-Mata, M.T. Gaspar-Dillanes y V. Arenas. 1993. Notes on Mexican Ichthyofauna. In *Biological diversity of Mexico: origins and distribution*, T. P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa. (eds.). Universidad de Oxford, Nueva York. p. 229-251.
- Fausch, K.D. y T.G. Northcote. 1992. Large woody debris and salmonid habitat in a small coastal British Columbia stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 682-693.
- Fausch, K. D, C. E. Togersen, C. V. Baxter y H.W. Li. 2002. Landscape to riverscapes: Bridging the gap between research and conservation of stream fishes. *Bioscience* 52: 483-496.
- Federal Interagency Stream Restoration Working Group (FISRWG). 1998. Stream corridor restoration. Principles, processes, and practices. Washington, D.C.

- García, E. 1988. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. Instituto de Geografía, UNAM. México. 243 p.
- Gauch, H.G., Jr. 1986. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge University Press, Cambridge. 298 p.
- Garduño-Monroy, V.H., P. Corona-Chávez, I. Israde-Alcántara, L. I. Menella, S. Chiesa, B. Bigioggero. 1999. La carta geológica del estado de Michoacán. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Publicada a escala 1: 250 000 en 4 hojas con notas explicativas. Morelia. 25 p.
- Habit, E., M. C. Belk, R. C. Tuckfield y O. Parra. 2006. Response of the fish community to human-induced changes in the Biobío River in Chile. *Journal of Freshwater Biology* 51: 1-11.
- Habit, E., M. Belk, P. Victoriano y E. Jaque. 2007. Spatio-temporal distribution patterns and conservation of fish assemblages in a Chilean coastal river. *Biodiversity Conservation* 16: 3179-3191.
- Habit, E., P. Victoriano y A. Rodríguez-Ruiz. 2003. Variaciones espacio-temporales del ensamble de peces de un sistema fluvial de bajo orden del centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 3-14.
- Hair, J.F., W.L. Black, J.B. Babin, R.E. Anderson y R.L. Tatham. 2006. *Multivariate Data Analysis*. 6a Ed. Pearson / Prentice Hall, Nueva Jersey. 891 p.
- Instituto Nacional de Geografía, Estadística e Informática (INEGI) 1985. Síntesis geográfica del estado de Michoacán. Dirección General de Geografía. México D.F.

- Lamouroux, N., N. L. Poff y P.L. Angermeier. 2002. Intercontinental convergence of stream fish community traits along geomorphic and hydraulic gradients. *Ecology* 83: 1792-1807.
- Lockwood, J.L., M.F. Hoopes y M.P Marchetti. 2007. *Invasion Ecology*. Blackwell, Singapore. 304 p.
- López-López, E. y E. Díaz-Pardo. 1991. Cambios distribucionales en los peces del río de la Laja (Cuenca Río Lerma), por efecto de disturbios ecológicos. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional* 35: 91-116.
- Lyons, J. y D. W. Schneider. 1990. Factors influencing fish distribution and community structure in a small coastal river in southwestern Costa Rica. *Hydrobiologia* 203: 1-14.
- Lyons, J. y N. Mercado-Silva. 1999. Patrones taxonómicos y ecológicos entre comunidades de peces en ríos y arroyos en el oeste de Jalisco, México. *Anales del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología* 70: 169-190.
- Magalhães, M.F., D. Batalha y M. J. Collares-Pereira. 2002. Gradients in stream fish assemblages across a Mediterranean landscape: contributions of environmental factors and spatial structure. *Journal of Freshwater Biology* 47:1015-1031
- Magurran, A. E. 2004. *Ecological diversity and its measurement*. Blackwell, Oxford. 248 p.
- Maidment, D.R. 2004. *Arc Hydro: GIS for Water Resources*. V 1.0 Beta 2. ESRI Redlands, California.

- McIntosh, B.A., J.R. Seddell, R.F. Thurow y G.L. Chandler. 2000. Historical changes in pool habitats in the Columbia River Basin. *Ecological Applications* 10:1478-1496.
- Mercado-Silva, N., J. Lyons, E. Díaz-Pardo, A. Gutiérrez-Hernández, C. P. Ornelas-García, C. Pedraza-Lara y M. J. Vander Zanden. 2006. Long-term changes in the fish assemblage of the Laja River, Guanajuato, central Mexico. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16:533-546
- Miller, R.R., W.L. Minckley y S.M. Norris. 2009. Peces dulceacuícolas de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Sociedad Ictiológica Mexicana, El Colegio de la Frontera Sur, Consejo de Peces del Desierto, Ciudad de México. 606 p.
- Montgomery, D.R. 1999. Process domains and the river continuum. *Journal of American Water Resources Association* 36: 397-410.
- Montgomery, D.R. y S.M Bolton. 2003. Hydrogeomorphic variability and river restoration, *In* Strategies for restoring river ecosystems: sources of variability and uncertainty in natural and managed systems, R.C. Wissmar y P.A. Bisson (eds.). American Fisheries Society, Bethesda. p. 39-80.
- Morán-López, R., E. da Silva, J. L. Pérez-Bore y C. Corbacho-Amado. 2006. Associations between fish assemblages and environmental factors for Mediterranean-type rivers during summer. *Journal of Freshwater Biology* 69: 1552–1569.
- Paulo-Maya, J. y A. Ramírez-Enciso. 1997. Distribución espacio-temporal de la ictiofauna del río Cutzamala, Michoacán, México. *Revista de Biología Tropical* 45:845-853.

- Pérez, M. R. M., M. S. Aguilera R. y J. L. Mora G. 2006. Monitoreo ambiental del río Cupatitzio, en la parte alta de la microcuenca y dentro del Parque Nacional "Barranca del Cupatitzio", en la Ciudad de Uruapan, Michoacán. *Biológicas* 8: 18-30.
- Pires, M., L. Moreira da Costa, M.J. Alves y M.M. Coelho. 2004. Fish assemblage structure across the Arade basin (Southern Portugal). *Cybum* 28: 357-365
- Poole, G.C. 2002. Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. *Journal of Freshwater Biology* 47:641-660.
- Rahel, F.J. y H. Wayne A. 1991. Fish assemblages and habitat gradients in Rocky Mountain-Great Plains streams: Biotic zonation and additive patterns of community change. *Transactions of the American Fisheries Society* 120: 319-332.
- Ramírez, E. A. 1991. Ictiofauna de cinco subcuencas del río Balsas en Michoacán, aspectos zoogeográficos, ecológicos y morfométricos. Tesis de Licenciatura. Instituto Politécnico Nacional. México. XX p.
- Rodiles-Hernández, R., E. Díaz-Pardo y J. Lyons. 1999. Patterns in the species diversity and composition of the fish community of the Lacanjá River, Chiapas, Mexico. *Journal of Freshwater Ecology* 14:455-468.
- Rosgen, D. 1996. Applied river morphology. 2a ed. Wildland Hydrology, Pagosa Spring.
- Rzedowski, J. 1988. Vegetación de México. Limusa, México. 432 p.
- SAS Institute. 2001. JMP v. 6.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001. Protección ambiental, especies nativas de flora y fauna silvestres de México, categorías de riesgo y especificaciones para

- su inclusión, exclusión o cambio, y lista de especies y lista de especies en riesgo.
- Diario Oficial de la Federación, 6 de marzo de 2002:1-56.
- Servicio Geológico Mexicano (SGM). 1999. Carta Geológico-Minera de la hoja Colima, E13-8, Escala 1: 250 000.
- Schaaf, P., Z. D. Moran, B. M. S. Hernández, S. G. Pichardo, G. Tolson y H. Köhler. 1995. Paleogene continental margin truncation in southwestern Mexico: Geochronological evidence. *Tectonics* 14: 1339-1350.
- Schlosser, J. I. 1982. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs* 52: 395-414.
- Schlosser, J. y P. Angermeier. 1989. Species-area relationships for streams fishes. *Ecology* 70: 1450-1462.
- Schmitter-Soto, J.J. 2007. A systematic revision of the genus *Archocentrus* (Perciformes:Cichlidae), with the description of two new genera and six new species. *Zootaxa* 1603:1-1-78.
- Schönhuth, S y I. Doadrio. 2003. Phylogenetic relationships of Mexican minnows of the genus *Notropis* (Actinopterygii: Cyprinidae). *Biological Journal of the Linnean Society* 80: 323-337.
- Soto-Galera, E., E. Díaz-Pardo, E. López-López y J. Lyons. 1998. Fishes as indicators of environmental quality in the Río Lerma basin. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 1: 267-276.
- Soto-Galera, E., J. Paulo-Maya, E. López-López, J. A. Serna-Hernández y J. Lyons. 1999. Change in the fish fauna as an indication of aquatic ecosystem condition in the Río Grande de Morelia-Lago de Cuitzeo basin, México. *Environmental Management* 24: 133-140.

- Strahler, A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. American Geophysical Union Transactions 38(6):913-920.
- Sullivan, S. M. P., M. C. Watzin y W. C. Hession. 2006. Influence of stream geomorphic condition on fish communities in Vermont, USA. Journal of Freshwater Biology 10:1-16.
- Trujillo-Jiménez, P., E. López-López, E. Díaz-Pardo y J. A. Camargo. 2010. Patterns in the distribution of fish assemblages in Río Amacuzac, México: influence of abiotic factors and biotic factors. Reviews in Fish Biology and Fisheries 20:457-469.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, R. Sedell y C. E. Cushing. 1980. The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science. 37: 130-137.
- Walters, D. M., D. S. Leight, D. S. Freeman y C. M. Pringle. 2003. Geomorphology and fish assemblages in a piedmont river basin, USA. Journal of Freshwater Biology 48:1950-1970.
- Welcomme, R. L. 1985. River fisheries. FAO Fisheries Technical Paper 262: 1-318.
- Wetzel, R. G. 2001. Limnology: lake and river ecosystems. 3a.Ed. Academic Press, San Diego, California. 1006 p.
- Zambrano, L., E. Martínez-Meyer, N. Menezes y Townsend A. 2006. Invasive potential of common carp (*Cyprinus carpio*) and Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in American freshwater systems. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 63:1903-1910.

CAPÍTULO II

Ecological guilds of fishes in streams of an arid subtropical drainage in western

Mexico

(Artículo ACEPTADO en la revista *Freshwater Ecology*)

Ecological guilds of fishes in streams of an arid subtropical drainage in western
Mexico

Martina Medina-Nava

Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo,
Edif. R, planta baja, Ciudad Universitaria, Morelia, Michoacán, Mexico
E-mail: martinamedi@gmail.com

Juan J. Schmitter-Soto

El Colegio de la Frontera Sur,
Chetumal, Quintana Roo, Mexico

Norman Mercado-Silva

School of Natural Resources and the Environment,
University of Arizona, Tucson, Arizona, USA

Rebeca A. Rueda-Jasso

Javier Ponce-Saavedra

and

Ricardo M. Pérez-Munguía

Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo,
Edif. R, planta baja, Ciudad Universitaria, Morelia, Michoacán, Mexico

Abstract

Knowledge of ecological guilds of river fish communities is useful for stream conservation and management. We determined trophic and ecological guilds for 17 fish species in three rivers of the Balsas basin, western Mexico: Cupatitzio, La Parota and El Marqués. First, for the nine most common species we analyzed diet content information and using multivariate techniques, inspected niche breadth and overlap. We relied on published literature for the eight least common species. The food resources used by all these fishes were mostly insects and detritus. Most species were deemed generalists, with a significant overlap among carnivorous species. There were three trophic guilds: insectivores, detritivore-herbivores, and omnivores. Secondly, 14 ecological guilds were defined, combining the trophic groupings with direct observations on size and position in the water column, as well as information from the literature on reproductive mode. The most frequent ecological guild was viviparous/mid-sized/detritivorous/mid-water, which was present at all sampled sites, followed by the viviparous/small/detritivorous/surface guild, present in nine out of 10 sites. Four guilds were exclusive to the depositional section of the system: oviparous-complex (i.e., nest builders or with parental care)/large-bodied/detritivorous-herbivorous/benthic, oviparous-complex/mid-sized/omnivorous/mid-water, oviparous-simple/small/insectivorous/mid-water, and viviparous/small/omnivorous/mid-water. No guild was exclusive to the erosive section of the rivers. In spite of competition for trophic resources, the conformation of ecological guilds suggests segregation, both by distribution and by differential use of the habitat, facilitating the coexistence of species in the fish community of this basin.

INTRODUCTION

Composition and structure of fish communities in rivers and streams has been analyzed in conjunction with natural processes (e.g., geomorphology, physical habitat, nutrient availability, and water physico-chemistry) and anthropogenic processes (e.g., damming, channel alteration, flow alterations) (Montgomery, 1999; Fausch et al., 2002, Habit et al. 2006, 2007). Such studies have attempted to identify key factors affecting species distributions, community complexity and other community attributes. Models explaining the distribution and abundance of these organisms have highlighted the need to take into account the life history of the species, in explicit reference to habitat conditions (Poff, 1997).

Diet, reproductive strategy, body size, and habitat use are important descriptors of structure and function of freshwater fish communities (Pouilly et al., 2006). This information is relevant to develop management plans for the sustainable use of river ecosystems: properties of communities and populations of river organisms can indicate the conservation status of these environments. The study of feeding preferences and habitat use can help identify interspecific interactions, such as competition and predation (Winemiller, 1990). Body size sets apart otherwise similar predators by the size of their potential prey. The study of fish reproductive strategies can inform about the existence of migrations, or of specific requirements in which fish are able to establish viable populations. In small tropical rivers, trophic structure can vary as a function of channel width (Angermeier and Karr 1983; Lyons and Schneider 1990). In rivers and streams of the arid, subtropical region of western Mexico, Lyons and Mercado-Silva (1999) found that riparian and instream vegetation, as well as depth, can explain the spatial variation of species and ecological guilds.

Our understanding of the effect that natural and anthropogenic processes can have on fish communities increases when guild (a grouping of different species with similar ecological attributes) information is considered (Welcomme, 2006). When ecological guilds are analyzed, studies go beyond simply identifying the species in an assemblage, and can delve into the functional attributes of the community. Guild level studies require basic knowledge of species life history (Elliot et al., 2007; Noble et al., 2007). These data do not exist for a large number of species in Mexico.

This paper presents information on ecological guilds in fish communities from three small rivers in western Mexico (Cupatitzio, La Parota, and El Marqués, Balsas river basin). Specifically, we 1) provide information about trophic guilds based on diet analyses and literature reviews for the fishes of these rivers; 2) group species into habitat-use guilds based on in-field observations and literature reviews, and 3) group species into reproductive-mode guilds based on literature reviews. Furthermore, 4) we analyze ecological guild distribution throughout the three rivers. We anticipate that this information will be valuable for future studies in the Balsas river basin and in other systems throughout western Mexico.

METHODS AND MATERIALS

Sampling. The Balsas river basin has an area of 112,320 km² in western Mexico. The rivers studied in this paper are part of a single system, which drains 4281 km²: Cupatitzio and La Parota rivers meet and become El Marqués river (Fig. 1), which flows into the Balsas river mainstem. Climate in the region ranges from temperate, at altitudes above 1200 m above sea level, to warm between 1100 and 400 m, and very warm and

dry below 300 m. The rainy season occurs between May and September, with 500 mm per year in the most arid areas and up to 1600 mm in the highlands. Main original vegetation is deciduous tropical forest, but it has largely been substituted by diverse crops.

Sampling was performed at ten sites in the three rivers (Fig. 1), once every three months from February 2008 to November 2009. A backpack electrofisher, seines, and throw-nets were used to capture fishes. Fish were identified in the field (following Miller et al., 2009), fixed in 10% formalin, and preserved in 70% ethanol. Formalin was injected in the abdominal cavity soon after fishes were collected to prevent further degradation of food in the gut. Voucher specimens were deposited in the Fish Collection at the Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (CPUM).

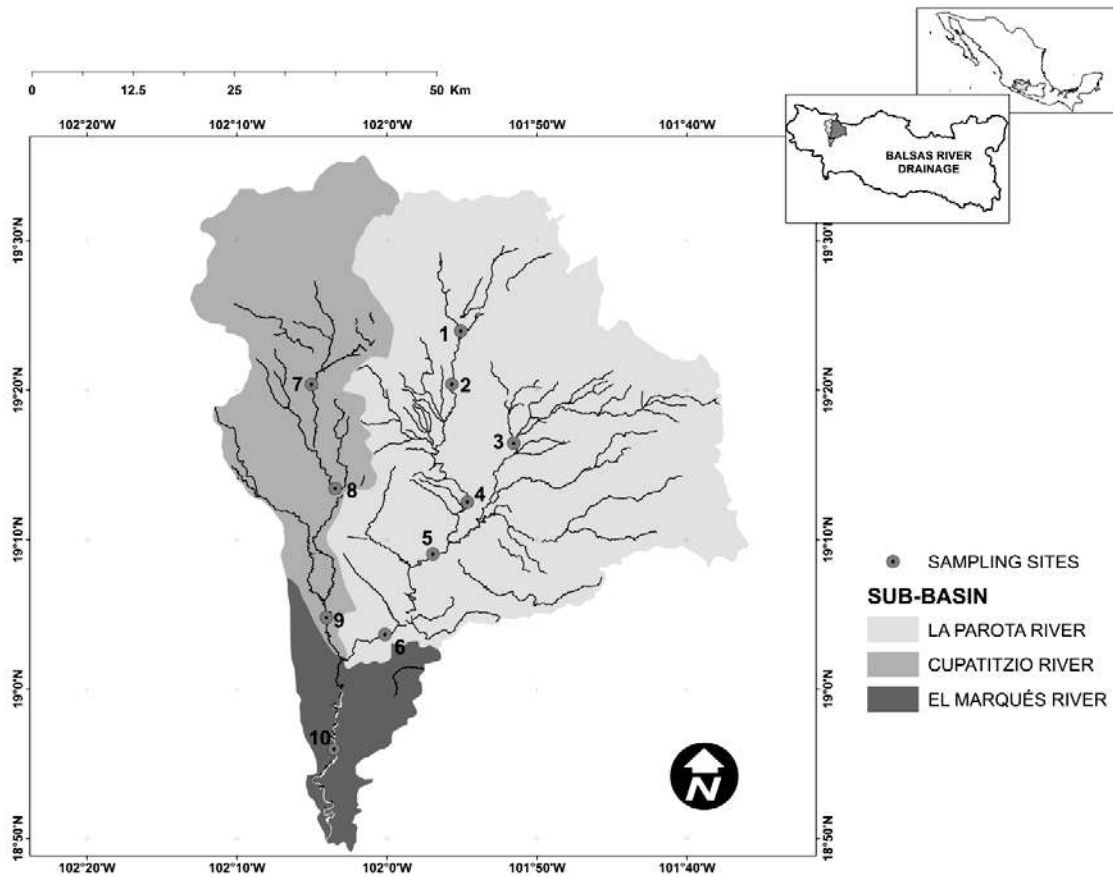


Figure 1. Study systems in the Balsas river basin, western Mexico, with the explored rivers and sampling sites.

Determination of diet and trophic guilds. Seventeen fish species were collected, but only nine of them provided sufficient sample size for the study of feeding habits (i.e., a minimum of 15 specimens; Table 1). The trophic guilds for the remaining eight species were obtained from literature (Table 2). No attempt was made to distinguish ontogenetic changes in diet.

Table 1. Diet of nine species of fishes in rivers Cupatitzio, La Parota and El Marqués (Balsas River Drainage), western Mexico. Figures are index of relative importance (IRI) values (see text). N=sample size, followed by interval of sizes examined (standard length in mm). Species are abbreviated by the initial of the genus and the first two letters of the specific epithet, e.g. Nmo = *Notropis moralesi*. Frequency of occurrence, percentage area, identification of prey to order, and other data are available from the authors on request.

Food item	Nmo N=31, 24-69	lwh N=44, 29-92	lba N=54, 16-180	Aae N=39, 45-95	Cis N=34, 36-100	Ani N=30, 30-79	Aba N=15, 23-51	Pba N=21, 19-33	Pbu N=20, 14-65
Filamentous algae	0.6	7.0		3.0	4.5	5.3	5.0	1.7	32.7
Diatoms		2.6						44.0	
Vascular plants		0.3		1.2					
Diptera	11.9	2.8	11.3	8.6	13.4	3.0	0.4		
Lepidoptera	0.9	0.2	14.6	0.5	0.7	0.3	0.8		
Coleoptera	<0.1			0.1			0.1		
Ephemeroptera	8.4		13.5	6.6	12.8	0.5	7.5		0.3
Trichoptera	3.5	0.1	16.4	6.2	3.9	3.7	12.8		
Hymenoptera	0.1	0.1	<0.1	0.3		0.3	5.9		
Hemiptera							7.5		
Odonata								0.1	
Calanoidea								<0.1	
Cyclopoidea								0.2	
Cladocera								<0.1	
Bivalvia					2.1	0.3			
Unidentified eggs								11.7	
Detritus	9.7	51.3	0.6	4.9	7.6	19.6			65.4

For diet analyses, the whole digestive tract was extracted and placed in a petri dish, where its contents were mixed and then evenly divided in three equal parts, the middle third being used for the analysis, following Trujillo-Jiménez and Díaz-Pardo (1996). Food items were identified to larger groups (e.g. diatoms, clams) under a stereomicroscope; insects were keyed out to orders (Merritt and Cummins, 1996).

To describe the diet of each species, we used the frequency of occurrence of every item, as a percentage of all revised stomachs (Cailliet et al., 1996). We also used

the method of Hyslop (1980), which estimates the percentage area occupied by each item in every stomach, using millimeter paper under a petri dish. Empty stomachs were not considered for analysis.

Using frequency of occurrence and mean relative area, we calculated the index of relative importance (IRI) of every food item, according to Yáñez-Arancibia et al., (1976):

$$IRI = \frac{FA}{100}$$

where F is frequency of occurrence and A is mean area occupied by the food item.

To help define trophic guilds, a principal components analysis (PCA) was performed on the IRI values (SAS, 2001).

Breadth and overlap of trophic niches. Breadth and overlap of trophic niches are a useful input to decide on the delimitation of trophic guilds. Trophic niche breadth was estimated according to Levins (1968), whose index of diet breadth is based on the uniformity of the distribution of individuals among all food items:

$$B_i = 1 / n - 1 \left[\left(1 / \sum_i P_{ij}^2 \right) - 1 \right]$$

where B_i is Levins' (1968) standardized index of diet breadth, P_{ij} is the proportion of the diet of predator i on prey j , and n is the number of prey items. The index ranges from 0 to 1, where 0 denotes the greatest specialization and 1 the most generalist species.

Diet overlap among the species was analyzed using Horn's (1966) index, where values range between 0, when the diet of a species pair is completely different, to 1, when diets are identical:

$$R_o = \frac{\sum (p_{ij} + p_{ik}) \log_2 (p_{ij} + p_{ik}) - \sum p_{ij} \log_2 p_{ij} - \sum p_{ik} \log_2 p_{ik}}{2 \log_2 n}$$

In the formula above, R_o = Horn's overlap index between species j and k ; p_{ij} , p_{ik} = proportion of food item i relative to all food items used by species j and k ($i = 1, 2, 3, \dots, n$), and n = total number of food items.

Ecological guilds. Ecological guilds were established following the criteria of Lyons and Mercado-Silva (1999) except for the biogeographical origin (exotic vs. native), which here we do not consider an attribute of the ecological niche:

a) Type of reproduction: viviparous; oviparous with no nest-building or parental care ("simple"); oviparous with nest-building or parental care ("complex"). The information was taken from literature (Table 2).

b) Individual size: small, standard length (SL) <100 mm; mid-sized, SL 100-200 mm; large, SL >200 mm. Based on collected specimens.

c) Position in water column: mid-water, benthic, surface. Based on field observation.

d) Trophic guilds, as defined by the analysis on our own data (and from literature, see Table 2, for species with insufficient sample size).

Once the ecological guilds were defined, their spatial distribution was inspected, to find predominance or exclusivity of a given guild to a given section of the study system, viz. erosive (sites 1, 2, 7), transitional (sites 3, 4, 5, 6, 8, 9), and depositional (site 10) (Sullivan et al., 1987), or to a particular river (Fig. 1).

Table 2. Antecedent ecological information for species of fishes present in rivers Cupatitzio, La Parota and El Marqués (Balsas river basin), western Mexico.

Species	Place	Information	Source
<i>Amatitlania nigrofasciata</i>	Amacuzac river,	Omnivore with carnivorous tendency	k
<i>Astyanax aeneus</i>	Balsas river basin Zicuirán reservoir,	Eats cladocerans, vascular plants, algae	g
<i>Cichlasoma istlanum</i>	Balsas river basin	Insectivore	k
<i>Cichlasoma istlanum</i>	Amacuzac river,		
<i>Cichlasoma istlanum</i>	Balsas river basin		
<i>Cichlasoma istlanum</i>	Zicuirán reservoir,	Eats crustaceans, insect larvae, fish, vascular plants, algae	a
<i>Cichlasoma istlanum</i>	Balsas river basin	Benthic omnivore	e
<i>Cyprinus carpio</i>	(in general)	Insectivore	h
<i>Heterandria bimaculata</i>	Upper Balsas river basin		
<i>Ictalurus balsanus</i>	Amacuzac river,	Oviparous, with complex reproduction	d
<i>Ilyodon whitei</i>	Balsas river basin	Eats algae, crustaceans, dipterans	M
<i>Notropis moralesi</i>	Muerto river,		
<i>Notropis moralesi</i>	Balsas river basin	Eats mostly chironomid midges	L
<i>Notropis moralesi</i>	Balsas river basin	Simple benthic lithophile spawner	B
<i>Oreochromis</i> spp.	(in general)	Herbivores or detritivores in their native range, opportunist when introduced	E
<i>Poecilia butleri</i> (as <i>P. sphenops</i>)	Upper Balsas river basin	Detritivore	N

<i>Poecilia butleri</i> (as <i>P. sphenops</i>)	Zicuirán reservoir, Balsas river basi	Eats phytoplankton, zooplankton, filamentous algae, vascu plants	F
<i>Poecilia reticulata</i> (in general)		Eats zooplankton and detritus	E
<i>Poeciliopsis gracilis</i> Eastern part, Balsas river basin		Detritivore	H
<i>Pterygoplichthys</i> spp. (in general)		Oviparous, build and gua nests	E
<i>Pterygoplichthys</i> spp. <i>Xiphophorus hellerii</i>	Mexico Yucatan peninsula	Herbivores Omnivore with herbivoroi tendency	C J

Source: (a) Béjar 1983 1990; (b) Contreras-MacBeath 1990; (c) Díaz-Pardo et al. 2008; (d) Díaz-Rojas and Díaz-Pardo 199; (e) Froese and Pauly 2010; (f) Martínez 1983; (g) Rico 1983; (h) Rodríguez 2008; (i) Schmitter-Soto 1998; (k) Trujillo-Jiménez 1998; (l) Trujillo-Jiménez and Castro-Lara 2008; (m) Trujillo-Jiménez and Díaz-Pardo 1996; (n) Trujillo-Jiménez and Toledo 2007.

RESULTS

Determination of diet. The examination of 288 stomachs of nine fish species resulted in 17 different food items (Table 1). Diatoms and filamentous algae were found in eight species. Insects, mainly larvae, found in all species, were represented by eight orders, where Diptera, Lepidoptera, Ephemeroptera and Trichoptera being the most frequent. Remains of vascular plants were only found in *Ilyodon whitei* (Meek) and *Astyanax aeneus* (Günther). Zooplankton was found only in *Poeciliopsis balsas* Hubbs, which concentrated on diatoms, other algae, and unidentified eggs. *Ilyodon whitei* preferred detritus, as did also *Amatitlania nigrofasciata* (Günther). *Poecilia butleri* Jordan ate mainly algae and detritus.

Breadth and overlap of trophic niches. Average trophic niche breadth (B) was 0.25; species were divided into generalists, $B \geq 0.25$, and specialists, $B < 0.25$. The former comprised *A. aeneus* ($B=0.52$), *Atherinella balsana* (Meek) ($B=0.46$), *Cichlasoma istlanum* (Jordan and Snyder) (0.45), *Ictalurus balsanus* (Jordan and Snyder) (0.37), and *Notropis moralesi* de Buen (0.35). Among the more specialized species were *A. nigrofasciata* (0.18), *P. butleri* (0.10), *P. balsas* (0.07), and *I. whitei* (0.06).

Trophic niche overlap varied from near-identity ($R_o=0.94$, between *C. istlanum* and *N. moralesi*) and zero (between *I. balsanus* and *P. balsas*). There were large overlaps ($R_o \geq 0.5$) between *N. moralesi* and *A. nigrofasciata*, on one hand, and *I. balsanus*, *A. aeneus*, *C. istlanum*, and *I. whitei*, on the other. Similarly, *P. butleri* had a very large overlap with *I. whitei* and *A. nigrofasciata*. *Poeciliopsis balsas* showed no important overlap with any other species, its R_o always being 0.17 or lower (Table 3).

Table 3. Trophic niche overlap (Horn's index) of fish species in rivers Cupatitzio, La Parota and El Marqués (Balsas river Basin), western Mexico. Species are abbreviated by the initial of the genus and the first two letters of the specific epithet, e.g. Nmo = *Notropis moralesi*.

	Nmo	lwh	lba	Aae	Cis	Ani	Aba	Pba	Pbu
<i>N. moralesi</i>	1	0.59	0.75	0.93	0.94	0.76	0.48	0.02	0.52
<i>I. whitei</i>		1	0.14	0.52	0.53	0.89	0.15	0.17	0.90
<i>I. balsanus</i>			1	0.76	0.72	0.41	0.60	0.00	0.10
<i>A. aeneus</i>				1	0.93	0.75	0.63	0.05	0.51
<i>C. istlanum</i>					1	0.74	0.54	0.05	0.54
<i>A. nigrofasciata</i>						1	0.42	0.06	0.87
<i>A. balsana</i>							1	0.05	0.25
<i>P. balsas</i>								1	0.07
<i>P. butleri</i>									1

The first three components in the PCA explained 79% of the variance (Table 4). *Poeciliopsis balsas* stood in its own grouping (Fig. 2), due to its particular preying on diatoms and unidentified eggs; this was considered an omnivorous guild (not “planktivorous”, because we could not ascertain whether the eggs were buoyant or sessile). A second group included *N. moralesi*, *C. istlanum*, and *A. aeneus*, which preferred Trichoptera and Ephemeroptera; a third one, with preference for Hemiptera and Hymenoptera, comprised *A. balsana* and *I. balsanus*. These second and third groups were included in a single guild, considered insectivorous. Finally, fishes that consumed mainly detritus and filamentous algae (*P. butleri*, *I. whitei*, and *A. nigrofasciata*) also grouped together, and were considered a detritivorous-herbivorous trophic guild.

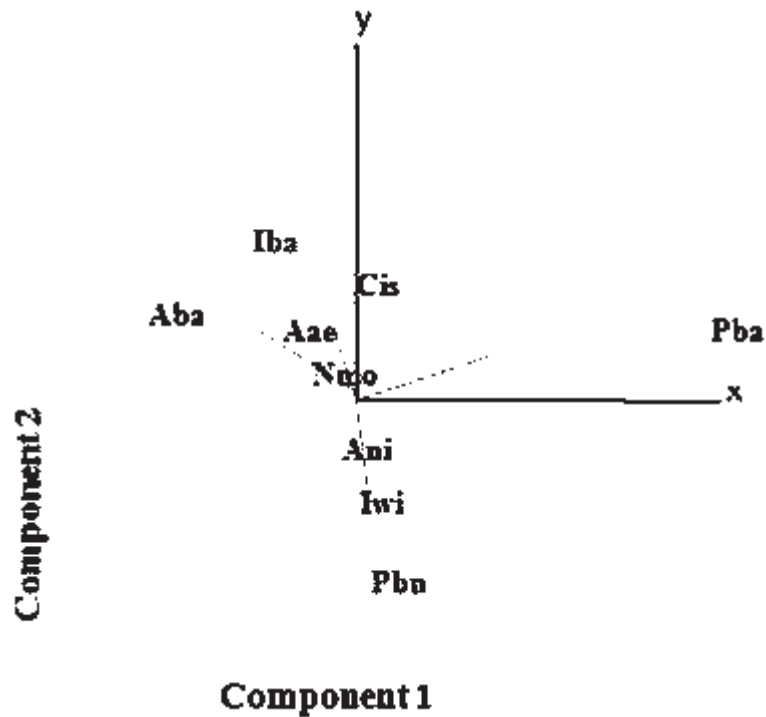


Figure 2. PCA of fish species in rivers Cupatitzio, La Parota and El Marqués (Balsas basin), western Mexico, based on their diets: graph of the first two principal components. Species are abbreviated by the initial of the genus and the first two letters of the specific epithet, e.g. Nmo = *Notropis moralesi*.

Ecological guilds. The 17 species were classified into 14 ecological guilds; only three guilds had two species rather than one (Table 5). The guild viviparous/mid-sized/detritivorous-herbivorous/mid-water, unique to *I. whitei*, was the only one found in all ten sites. The second most widely-distributed guild (nine sites) was viviparous/small/detritivorous-herbivorous/surface, also composed by just one species, *P. butleri*.

Four guilds were exclusive to the lower reach of the system, site 10, in El Marqués river; together, these ecological guilds comprised all reproductive modes, trophic guilds, body sizes and positions in water column. Two guilds were exclusive to

river La Parota, sites 1 to 6; these were viviparous or oviparous-simple, small-bodied, omnivorous or insectivorous, benthic or superficial. There were no nest-builders or progeny-guarders in the erosive zone of the watershed; fish with a complex oviparous reproductive mode were more abundant in the depositional zone. Insectivores predominated in the transitional zone, and omnivores in the transitional zone of La Parota.

Table 4. Eigenvalues, explained variance and coefficients of the original variables on the first three principal components of a PCA on fish species in rivers Cupatitzio, La Parota and El Marqués (Balsas river basin), western Mexico, classified by their diets.

	Comp. 1	Comp. 2	Comp. 3
Eigenvalues	6.84	3.61	2.98
Cumulative explained variance (%)	40.21	61.46	79.00
Filamentous algae	-0.017	-0.408	0.150
Diatoms	0.374	0.103	-0.014
Vascular plants	-0.065	0.010	0.067
Diptera	-0.190	0.183	-0.423
Lepidoptera	-0.111	0.247	-0.227
Coleoptera	-0.107	0.216	0.400
Ephemeroptera	-0.214	0.344	-0.226
Trichoptera	-0.196	0.389	0.063
Hymenoptera	-0.084	0.220	0.477
Hemiptera	-0.078	0.223	0.469
Odonata	0.372	0.115	-0.015
Calanoidea	0.372	0.115	-0.015
Cyclopoidea	0.372	0.115	-0.015
Cladocera	0.372	0.115	-0.015
Bivalvia	-0.072	0.029	-0.273
Unidentified eggs	0.372	0.115	-0.015
Detritus	-0.029	-0.498	0.061

Table 5. Ecological guilds of fishes in rivers Cupatitzio, La Parota and El Marqués (Balsas river basin), western Mexico. For sites, see Fig. 1. For definition of terms, see text. An asterisk indicates data taken from the literature.

Species	Reproduction*	Size	Trophic guild	Position in water column	Sites
<i>Pterygoplichthys</i> sp.	oviparous-complex	large	detritivorous-herbivorous*	benthic	10
<i>Ictalurus balsanus</i>	oviparous-complex	large	insectivorous	benthic	2-6,8-10
<i>Oreochromis niloticus</i>	oviparous-complex	large	omnivorous*	mid-water	4-6,9,10
<i>Oreochromis</i> sp.					6,10
<i>Amatitlania nigrofasciata</i>	oviparous-complex	mid-sized	detritivorous-herbivorous	mid-water	1,4-6,8-10
<i>Cichlasoma istlanum</i>	oviparous-complex	mid-sized	insectivorous	mid-water	4-6,8-10
<i>Tilapia rendalli</i>	oviparous-complex	mid-sized	omnivorous*	mid-water	10
<i>Cyprinus carpio</i>	oviparous-simple	large	omnivorous*	benthic	5-7
<i>Notropis moralesi</i>	oviparous-simple	small	insectivorous	benthic	2-6
<i>Astyanax aeneus</i>	oviparous-simple	small	insectivorous	mid-water	3-6,8-10
<i>Atherinella balsana</i>					10
<i>Ilyodon whitei</i>	viviparous	mid-sized	detritivorous-herbivorous	mid-water	1-10
<i>Poeciliopsis gracilis</i>	viviparous	small	detritivorous-herbivorous*	mid-water	2-6,8-10
<i>Poecilia butleri</i>	viviparous	small	detritivorous-herbivorous	surface	1-6,8-10
<i>Poeciliopsis balsas</i>	viviparous	small	omnivorous	mid-water	10
<i>Poecilia reticulata</i>	viviparous	small	omnivorous*	surface	1-6
<i>Xiphophorus helleri</i>					5,6

DISCUSSION

Although the concept of niche is difficult to define (Milesi and López de Casenave, 2005), ecological guild data are key to our understanding of the function of fish communities in freshwater ecosystems. The combination of different attributes, such as trophic guild, reproductive mode, body size, and position in water column, allows for the grouping of species with similar responses to environmental pressures, including those generated by humans (Welcomme et al., 2006; Noble et al., 2007).

Fourteen ecological guilds might seem excessive for just 17 species, but this result is not unexpected, because taxonomical differences may reflect ecological differences (Lyons and Mercado-Silva 1999). Moreover, this abundance of guilds can indicate that the species in this community are efficiently partitioning their habitat. Of course, ours are not the only possible guilds; the inclusion of additional attributes, for example response to water flow (Welcomme et al., 2006), could even further lower the number of species per guild.

We detected no piscivorous species in rivers Cupatitzio, La Parota, or El Marqués; this absence was observed also in river Amacuzac (Trujillo-Jiménez, 1998; Trujillo-Jiménez and Castro-Lara 2008), where the hypothesis that such a guild existed before and became extinct is not tenable, because earlier explorations (Meek 1904), before large-scale human impact on these systems, did not find piscivores either. This could be an artifact of the fishing gear used, which misses larger individuals. Alternatively, piscivory might be only a last-resort feeding strategy when other food items are not present in these ecosystems. For example, the catfish *Rhamdia guatemalensis* is usually a detritivore, but in small karstic sinkholes (cenotes) it can become an apex predator (Schmitter-Soto, 1998).

The finding of a major insectivorous group also coincides with the situation in river Amacuzac (Trujillo-Jiménez and Díaz-Pardo, 1996; Trujillo-Jiménez, 1998; Trujillo-Jiménez and Castro-Lara, 2008). Although exploiting much the same resource, insectivorous species diverged in their distribution, e.g. *N. moralesi* is largely confined to site 3, while *I. balsanus* is widespread. Even within a same ecological guild, the oviparous-simple/small-bodied/ insectivorous/mid-water guild, *A. balsana* is confined to the depositional section of the rivers, whereas *A. aeneus* is more ubiquitous. Also, the kind of insects consumed can differ widely.

Most prey resources supporting the fish community in the study system are autochthonous. In rivers of the higher Beni basin in the Bolivian Andes, Pouilly et al. (2006) also found that allochthonous resources were not heavily exploited. On the other hand, the presence of the herbivore-detritivore guild along all zones of the rivers is an evidence for the importance of sediment. Angermeier and Karr (1983) concluded the same in Panamanian streams, and found that benthic organisms (periphyton and invertebrates) were most important in these systems. According to these authors, this is due to the sparse riparian vegetation cover, which also limits the availability of terrestrial invertebrates.

Notwithstanding, it is difficult to generalize these results. The river continuum concept predicts a gradual change from allochthonous to autochthonous resources downstream, but this does not happen in all systems (Vannote et al., 1980). Environmental stability can be another factor; small streams are usually more hydrologically variable than rivers, which explains why generalist species are more common in this type of rivers. In contrast, in hydrologically more stable systems many

species are trophic specialists, associated to sites with moderate, permanent flow (Poff and Allan, 1995).

Our samples occurred throughout a year, but analyzed only a handful of sites, and largely missing from our pool of localities are lowland areas of the system. Lentic environments in the basin are important nursery and feeding areas for limnophylic species (Noble et al., 2007), examples of which are *P. balsas* and *A. balsana*, exclusive of the depositional zone of the system.

Human activities can affect the proportion of ecological guilds in fish, mainly through dams and other changes of the physical structure of the channel, which can cause a large retention of sediments and hence favor detritivores and nest-builders (Alvim and Peret 2004; Hoeinghaus et al., 2008). Another frequent and intense human impact is the introduction of exotic species. Invasive fishes in the Balsas basin and elsewhere in central Mexico are mostly opportunistic omnivores (Contreras-MacBeath et al., 1998). Their trophic niche breadth, as well as their tolerance to extreme temperature, salinity, and dissolved oxygen concentration, allow them to colonize new habitats with ease (Zambrano et al.; 1999). Exotic species can impact natives through three main direct mechanisms: 1) predation, 2) competition, and 3) hybridization (Jelks et al., 2008).

Mercado-Silva et al. (2006) documented the decrease of native species, chiefly benthic carnivores, in the Río de la Laja (Guanajuato, Mexico), simultaneous with an increase in exotic, omnivorous species. Zambrano et al. (2006) corroborated that the establishment of carp *Cyprinus carpio* Linnaeus and tilapia *Oreochromis niloticus* (Linnaeus) alters structure and dynamics of water environments, because of an incremented turbidity, nutrient concentration, and suspended solids, as well as a

reduction of spatial heterogeneity, particularly through consumption of vascular plants. Other cichlids, such as *A. nigrofasciata*, have also been associated to a decrease in native populations (Miller et al., 2009).

Ecological guilds can be used as the foundation of biological indicators: from the perspective of biotic integrity, they can help comprehend functional changes in a community (Fausch et al., 2002; Mercado-Silva et al., 2006). This kind of work, a simplification of complex ecological information, can help orient strategies for the conservation and management of the distinctive Balsean ichthyofauna (Miller et al., 2009).

ACKNOWLEDGMENTS

The Mexican Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología and the Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo funded MMN. Xavier Madrigal, Miguel Ángel García, Miguel Aurelio Piñón, Alethia Gómez, Gerardo Fraga, Juan Pablo Ramírez-Herrejón, Alejandra Castellón Ruiz and Rodolfo Pérez helped in the field. Berenice E. Vital supported the laboratory work. Raúl Pineda provided fishing gear.

LITERATURE CITED

- Alvim, M. C. and A. C. Peret. 2004. Food resources sustaining the fish fauna in a section of the upper São Francisco river in Três Marias, MG, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 64:195-202.
- Angermeier, P.L., and J.R. Karr. 1983. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Environmental Biology of Fishes* 9:17-135.
- Béjar, C. 1983. Contribución al conocimiento de la biología de la mojarra criolla *Cichlasoma istlanum* (Jordan y Snyder) de la Presa de Zicuirán, Michoacán. B.Sc.

- Thesis, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Mexico. 48 p.
- Cailliet, G. M., M. S. Love, and A. W. Ebeling. 1996. Fishes. A field and laboratory manual on their structure, identification and natural history. Wadsworth, Belmont.
- Contreras-MacBeath, T. 1990. Algunos aspectos reproductivos de *Notropis boucardi* (Pisces: Cyprinidae). Universidad, Ciencia y Tecnología, Morelos 1:33-36.
- Contreras-MacBeath, T., H. Mejía Mojica, and R. Carrillo Wilson. 1998. Negative impact in the aquatic ecosystems of the State of Morelos, Mexico from introduced aquarium and other commercial fish. Aquatic Science and Conservation 2:67-78.
- Díaz-Pardo, E., A. Kobelkowsky-Díaz, A. Gutiérrez-Hernández, J. Arteaga Ordaz, R.A. Rueda Jasso, A. Campos-Mendoza, and C. A. Martínez-Palacios. 2008. Anatomía del tubo digestivo del pez diablo *Pterygoplichthys multiradiatus*: relación con los hábitos alimentarios y el crecimiento intestinal. Resúmenes del XI Congreso Nacional de Ictiología, La Paz, México: 47.
- Díaz-Rojas, A., and E. Díaz-Pardo. 1991. Biología reproductiva del bagre del Balsas *Istlarius balsanus* (Pisces: Ictaluridae) del río Amacuzac, Morelos. Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional 34:173-189.
- Elliot, M., A. K. Whitfield, I. C. Potter, S. J. M. Blaber, D. P. Cyrus, F. G. Nordlie, and T.D. Harrison. 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. Fish and Fisheries 8:241-268.
- Fausch, K.D., C. E. Togersen, C. V. Baxter, and H. W. Li. 2002. Landscape to riverscapes: Bridging the gap between research and conservation of stream fishes. Bioscience 52:483-496.

- Froese, R., and D. Pauly, editors. 2010. FishBase, www.fishbase.de, accessed 15 November 2010.
- Habit, E., M. C. Belk, R. C. Tuckfield, and O. Parra. 2006. Response of the fish community to human-induced changes in the Biobío River in Chile. *Freshwater Biology* 51:1-11.
- Habit, E., M. C. Belk, P. Victoriano, and E. Jaque. 2007. Spatio-temporal distribution patterns and conservation of fish assemblages in a Chilean coastal river. *Biodiversity and Conservation* 16:3179-3191.
- Hoeinghaus, D. J., K. O. Winemiller, and A. A. Agostinho. 2008. Hydrogeomorphology and river impoundment affect food-chain length of diverse Neotropical food webs. *Oikos* 117:984-995.
- Horn, H. S. 1966. Measurement of “overlap” in comparative ecological studies. *American Naturalist* 100:419-424.
- Hyslop, E. J. 1980. Gut contents analysis —a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology* 17:411-429.
- Jelks, H. L., S. J. Walsh, N. M. Burkhead, S. Contreras-Balderas, E. Díaz-Pardo, D. A. Hendrickson, J. Lyons, N. E. Mandrak, F. McCormick, J. S. Nelson, S. P. Platania, B. A. Porter, C. B. Renaud, J. J. Schmitter-Soto, E. B. Taylor, and M. L. Warren, Jr. 2008. Conservation status of imperiled North American freshwater and diadromous fishes. *Fisheries* 33:372-407.
- Levins, R. 1968. *Evolution in changing environments: some theoretical explorations*. Princeton University Press, Princeton.
- Lyons, J., and N. Mercado-Silva. 1999. Patrones taxonómicos y ecológicos entre comunidades de peces en ríos y arroyos en el oeste de Jalisco, México. *Anales*

- del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología 70:169-190.
- Lyons, J., and D. W. Schneider. 1990. Factors influencing fish distribution and community structure in a small coastal river in southwestern Costa Rica. *Hydrobiologia* 203:1-14.
- Martínez, M. 1983. Contribución al conocimiento de la biología de *Poecilia sphenops* Valenciennes (Pisces: Poeciliidae) en la presa de Zicuirán, La Huacana, Michoacán. Mexico. B.Sc. Thesis. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Mexico. 64 p.
- Meek, E. S. 1904. The freshwater fishes of Mexico, north of the isthmus of Tehuantepec. Publications of the Field Columbian Museum, Zoological Series 5:1-252.
- Mercado-Silva, N., J. Lyons, E. Díaz-Pardo, A. Gutiérrez-Hernández, C. P. Ornelas-García, C. Pedraza-Lara, and M. J. Vander Zanden. 2006. Long-term changes in the fish assemblage of the Laja River, Guanajuato, central Mexico. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16:533-546.
- Merritt, R. W., and K. W. Cummins, editors. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America, 3rd edition. Kendall/Hunt, Dubuque, Iowa.
- Milesi, F. A., and J. López de Casenave. 2005. El concepto de nicho en ecología aplicada: del nicho al hecho hay mucho trecho. *Ecología Austral* 15:131-148.
- Miller, R. R., W. L. Minckley, and S. M. Norris. 2009. Peces dulceacuícolas de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Sociedad Ictiológica Mexicana, El Colegio de la Frontera Sur, Desert Fishes Council, Mexico City.

- Montgomery, D. R. 1999. Process domains and the river continuum. *Journal of the American Water Resources Association* 35:287-410.
- Noble, R. A., I. G. Cowx, D. Goffaux, and P. Kestemont. 2007. Assessing the health of European rivers using functional ecological guilds of fish communities: standardising species classification and approaches to metric selection. *Fisheries Management and Ecology* 14:381–392.
- Poff, N. L. 1997. Landscape filters and species traits: toward mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 16:391-409.
- Poff, N. L., and J. D. Allan. 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology* 76:606-627.
- Pouilly, M., S. Barrera, and C. Rosales. 2006. Changes of taxonomic and trophic structure of fish assemblages along an environmental gradient in the Upper Beni watershed (Bolivia). *Journal of Fish Biology*. 68:137-156.
- Rico, R. 1983. Contribución al conocimiento de la biología de *Astyanax fasciatus mexicanus* (Filippi) (Pisces: Characidae) en la presa de Zicuirán, La Huacana, Mich. B.Sc. Thesis. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Mexico. 53 p.
- Rodríguez, D. G. 2008. Hábitos alimenticios de *Poeciliopsis fasciata* (Meek 1904) y *Poeciliopsis gracilis* (Heckel 1948) en la porción oaxaqueña de la reserva de la biosfera Tehuacán-Cuicatlán. M. Sc. Thesis. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Instituto Politécnico Nacional, Oaxaca, Mexico. 91 p.
- SAS Institute. 2001. JMP version 6. SAS Institute, Cary, North Carolina.

- Schmitter-Soto, J. J. 1998. Catálogo de los peces continentales de Quintana Roo. El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de Las Casas, Mexico.
- Sullivan, K., T. E. Lisle, C. A. Dolloff, G. E. Grant, and L. M. Reid. 1987. Stream channels: the link between forests and fishes. Pages 39-97 *in*: Salo, E. O., and T. W. Cundy, editors, Streamside management: forestry and fishery interactions. University of Washington, Seattle.
- Trujillo-Jiménez, P. 1998. Trophic spectrum of the cichlids *Cichlasoma (Parapetenia) istlanum* and *Cichlasoma (Archocentrus) nigrofasciatum* in the Amacuzac River, Morelos, Mexico. *Journal of Freshwater Ecology* 13:465-473.
- Trujillo-Jiménez, P., and M. A. Castro-Lara. 2008. Dieta de la carpa *Notropis moralesi* (Pisces: Cyprinidae) en el río Amacuzac, Morelos, México. *Revista de Biología Tropical* 57:195-209.
- Trujillo-Jiménez, P., and E. Díaz-Pardo. 1996. Espectro trófico de *Ilyodon whitei* (Pisces: Goodeidae) en el río Muerto, Morelos. *Revista de Biología Tropical* 44:755-761.
- Trujillo-Jiménez, P., and H. B. Toledo. 2007. Alimentación de los peces dulceacuícolas tropicales *Heterandria bimaculata* y *Poecilia sphenops* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae). *Revista de Biología Tropical* 55:603-615.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, S. Sedell, and C. E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:130-137.
- Welcomme, R. L. 1985. River fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper* 62:1-318.

- Welcomme, R. L., K. O. Winemiller, and I.G. Cowx. 2006. Fish environmental guilds as a tool for assessment of ecological condition of rivers. *River Research Applications* 21:1-20.
- Winemiller, K. O. 1990. Spatial and temporal variation in tropical fish food webs. *Ecological Monographs* 60:331-367.
- Yáñez-Arancibia, A. 1976. Observaciones sobre *Mugil curema* Valenciennes en áreas naturales de crianza, México: alimentación, crecimiento, madurez y relaciones ecológicas. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México* 3:92-124.
- Zambrano, L., E. Martínez-Meyer, N. Menezes, and A. Townsend. 2006. Invasive potential of common carp (*Cyprinus carpio*) and Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in American freshwater systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63:1903-1910.
- Zambrano, L., M. R. Perrow, C. Macías-García, and V. Aguirre-Hidalgo. 1999. Impact of introduced carp (*Cyprinus carpio*) in subtropical shallow ponds in Central Mexico. *Journal of Aquatic Ecosystems Stress and Recovery* 6:281-288.

DISCUSIÓN GENERAL

DISCUSIÓN GENERAL

La estructura de las comunidades de peces en ríos se ha discutido ampliamente (Fausch et al., 2002; Habit, et al., 2003, 2007; Magalhães et al., 2002; Schlosser y Angermeier, 1989) y se ha concluido que está determinada por factores a múltiples escalas, con la importancia relativa de cada uno en función de la unidad biológica empleada, ya sea con las especies que conforman a la comunidad o grupos funcionales, como los gremios ecológicos (Hoeinghaus, et al., 2007). En la primera parte de este trabajo, se busco la relación de algunos atributos de la comunidad y de la abundancia de las poblaciones de peces, con dos grupos de variables abióticas; por un lado con las geomorfológicas en el sentido espacial y por otro con las físico-químicas tanto en espacio y tiempo. En la segunda parte se abordó el componente biótico, buscando describir la estructura de la comunidad en términos de gremios ecológicos.

Las diferencias en composición entre los ríos estudiados, puede ser atribuido entre otros factores a los cambios hidrogeográficos provocados por tres grandes eventos geológicos que han ocurrido en esta zona, expresado en la heterogeneidad de los cauces estudiados, como lo discuten Montgomery (1999) y Walters et al. (2003). Esta heterogeneidad estructural de los cauces, permite una mayor diversidad de hábitat y microhábitat. Por ejemplo, sitios con una mayor área de inundación (AAI), de ribera máxima (AMR) y de una profundidad media (Pmed), correspondieron también a los de mayor riqueza y diversidad y de la abundancia de las poblaciones de peces.

Los procesos ecológicos como la variación climática, hidrológica y fisicoquímica se manifiestan como regímenes de disturbio natural, y se esperaba

que en ellos se vieran reflejadas las variaciones de los parámetros fisicoquímicos, así como en la diversidad y abundancia, a través de los resultados de los análisis de varianza (ANOVAS). Sin embargo, estos no mostraron diferencia significativa, por lo que se infiere que la comunidad no responde en el corto plazo. Esto sugiere que la variación estructural permite la estabilidad temporal a largo plazo de la comunidad de peces de estos ríos.

Respecto a los valores de abundancia relativa, al demostrarse que no hay diferencia estadística a escala temporal y que por lo tanto la proporción del número de individuos se mantiene a través del tiempo, puede proponerse que se deba al efecto de la competencia interespecífica (nicho realizado) como lo mencionan Krebs (2001) y Magurran (2004). Esto sugiere una respuesta de la comunidad a la estrecha interrelación que hay entre las poblaciones que la componen.

La diversidad de gremios ecológicos establecida en este estudio evidencia la complejidad en la estructura y composición de las poblaciones de peces y por consiguiente la importancia de los procesos bióticos que estructuran a la comunidad íctica. Los valores obtenidos del traslape de nicho trófico, permitió suponer competencia principalmente entre las especies carnívoras-insectívoras. Sin embargo, las especies utilizan otras estrategias para minimizar el traslape, es decir se diferencian en otras dimensiones del nicho, como es la distribución en la columna de agua (espacial), y de historias de vida como es el tipo de reproducción y el tamaño del cuerpo. Como se menciona en el capítulo II, se encontró un patrón de distribución por zonas. Por ejemplo, los gremios de la zona de transición (vivíparos o ovíparos-simple/ tamaño pequeño/ omnívoros o insectívoros)

encuentran un hábitat con una mayor heterogeneidad, más amplios, con mayor área de inundación, con una alternancia de rápidos y estanques, donde el sustrato es de grava gruesa y guijarros. En la zona de depósito se registraron cuatro gremios ecológicos exclusivos, los cuales comprenden todos los modos de reproducción, gremios tróficos, tamaño del cuerpo y posición de la columna de agua. Estos se relacionan con un hábitat con mayor proporción de pozas, el sustrato es de menor tamaño predominando las arenas y aunque no fue una variable importante para el análisis de componente principal (ACP), sin embargo la velocidad de la corriente es menor en relación a la zona erosiva y de depósito. Al establecer esta relación, se sugiere que los gremios ecológicos reflejan una respuesta directa al gradiente ambiental, como lo discuten Van Valen, (1976) y Hoeinghaus et al., (2007).

Los diferentes impactos observados y registrados para estos ríos constituyen amenazas para la conservación de la diversidad íctica. Una amenaza potencial es la presencia de las especies exóticas, siendo importante resaltar que durante periodo de estudio (2008 y 2009), sus valores de abundancia y frecuencia de aparición fueron menores con respecto a las especies nativas. No obstante, de continuar su dispersión y el aumento de su abundancia, modificarán la estructura de la comunidad de peces y la proporción de los gremios ecológicos; sobre todo en la zona de transición y de depósito. Si la competencia es clave en la estructuración de la comunidad, el incremento del número de especies exóticas se convertirá en un mecanismo de cambio en detrimento de la ictiofauna nativa, como los casos discutidos por Mercado-Silva et al., (2006) y Trujillo-Jiménez et al., (2010). Otra amenaza lo constituye, la construcción de obras hidráulicas

(canalización, represamiento entre otros) y del cambio del uso del suelo, principalmente por la actividad agrícola. Ejemplo de esto es el embalse Francisco J. Mújica que se construyó en la unión de los ríos Cupatizio y La Parota para fines de riego, obra inaugurada en febrero de 2011 (Noriega, 2011). Este tipo de construcciones provocaran modificaciones en el ambiente abiótico (e.j, cambios en la estructura del cauce, geomorfología y sustrato), las cuales a su vez afectarán a las comunidades acuáticas con las que interactúa la comunidad de peces y por ende en los aspectos funcionales, como lo mencionan Wohl et al., (2007) en su trabajo para ríos de Wyoming USA.

En conjunto, los resultados sugieren que a escala local, los procesos fisicoquímicos, geomorfológicos y ecológicos (relaciones bióticas) de los ríos Cupatizio, La Parota y El Marqués permiten aún la persistencia de la comunidad íctica, aspectos discutidos por Bennet et al., (2009), donde resalta la importancia de identificar y mantener estos procesos.

Con base en lo anterior se plantea la necesidad de realizar actividades de conservación. Por ejemplo, mantener los procesos hidrogeológicos de la zona erosiva de las subcuencas a la que pertenecen estos ríos. Para la zona de transición y de depósito, se debe decretar nuevas áreas de protección que tengan como objetivo el mantener la diversidad íctica. Otra propuesta, a nivel de especie, fundamentada en los resultados de la distribución, abundancia relativa y de la frecuencia de aparición del presente estudio, así como lo reportado por Contreras-MacBeath et al., (1998) y Trujillo-Jiménez et al., (2010), es que las especies *Poeciliopsis balsas* y *Atherinella balsana*, deben ser consideradas en alguna categoría de conservación en la NOM-059.

Para la realización de futuros trabajos debe de contemplar la relación de la hidrología y geomorfología (p.e. procesos de escorrentía, variaciones del flujo) y sus consecuencias en los procesos ecológicos (Bennett et al., 2009; Poole, 2002). Asimismo, deberá de considerarse un mayor número de sitios, principalmente en la zona erosiva y de depósito.

Literatura citada.

- Bennett, A. F., A. Haslem, D. C. Cheal, M. F. Clarke, R. N. Jones, J.D. Koehn, P. S. Lake, L. F. Lumsden, I. D. Lunt, Brendan G. Mackey, R. MacNally, P. W. Menkhorst, T. R. New, G. R. Newell, T. O'Hara, G. P. Quinn, J. Q. Radford, D. Robinson, J. E. Watson y A. L. Yen. 2009. Ecological processes: A key element in strategies for nature conservation. *Ecological Management and Restoration* 10:(3). 192-199.
- Contreras-MacBeath T, Mejía HM, Carrillo RW. 1998. Negative impact on the aquatic ecosystems of the state of Morelos, Mexico from introduced aquarium and other commercial fish. *Aquatic Science Conservation* 2:67–78.
- Habit, E., M. C. Belk, P. Victoriano, y E. Jaque. 2007. Spatio-temporal distribution patterns and conservation of fish assemblages in a Chilean coastal river. *Biodiversity and Conservation* 16:3179-3191.
- Hoeinghaus, D.J., K.O. Winemiller y J.S. Birnbaum. 2007. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography* .34:324-338.
- Krebs, C. J. 2001. *Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance*. Benjamin Cummings. San Francisco. 695 p.
- Magalhães, M.F., D. Batalha y M. J. Collares-Pereira. 2002. Gradients in stream fish assemblages across a Mediterranean landscape: contributions of environmental factors and spatial structure. *Journal of Freshwater Biology* 47:1015-1031.

- Mercado-Silva, N., J. Lyons, E. Díaz-Pardo, A. Gutiérrez-Hernández, C. P. Ornelas-García, C. Pedraza-Lara, and M. J. Vander Zanden. 2006. Long-term changes in the fish assemblage of the Laja River, Guanajuato, central Mexico. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16:533-546.
- Noriega, N. Inauguran presa Francisco Múgica 2011. En: *La Voz de Michoacán*, Morelia Michoacán: (6 de febrero): 1, 8 y 9 p. sección G.
- Poole, G.C. 2002. Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. *Freshwater Biology* 47(4):641–660.
- Trujillo-Jiménez, P., E. López-López, E. Díaz-Pardo y J. A. Camargo. 2010. Patterns in the distribution of fish assemblages in Río Amacuzac, México: influence of abiotic factors and biotic factors. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 20:457-469.
- Van Valen, L. 1976. Ecological species, multispecies, and oaks. *Taxon* 25: 233-239.
- Wohl, E., D. Cooper, N L. Poff, F. Rahel, D. Staley y D. Winters 2007. Assessment of Stream Ecosystem Function and Sensitivity in the Bighorn National Forest, Wyoming. *Environmental Management* 40:284–302.

ANEXOS

**CORTES SECCIONALES (PERFILES) Y CURVAS DE
ACUMULACIÓN DE LOS SUSTRATOS (D_{50}) DE LOS CAUCES DE
LOS RÍOS CUPATIZIO, LA PAROTA Y EL MARQUÉS. REGIÓN DEL
BALSAS**

Cortes seccionales (perfiles) de los cauces establecidos a partir del criterio de Rosgen (1996) y la determinación del tipo de sustrato (D_{50}) (Bunte y Abt, 2001).

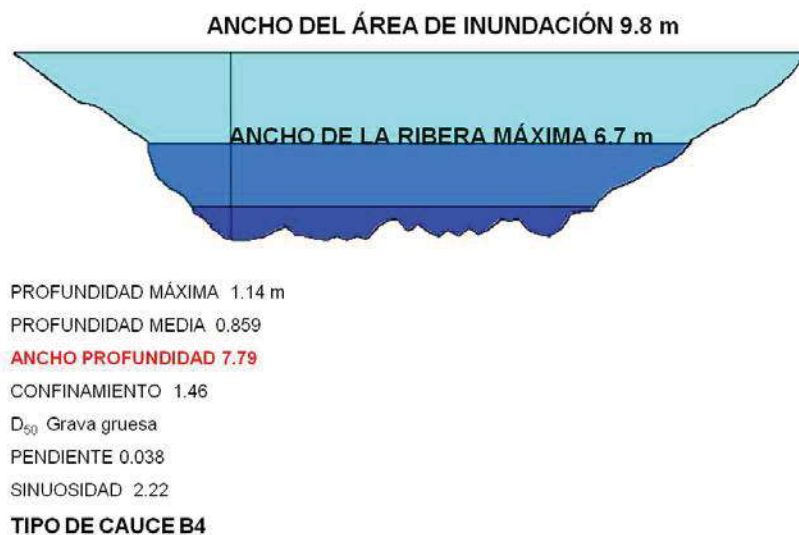


Figura 1. Corte seccional del sitio 1. Río La Parota. Región hidrológica No. 18, río Balsas, México.

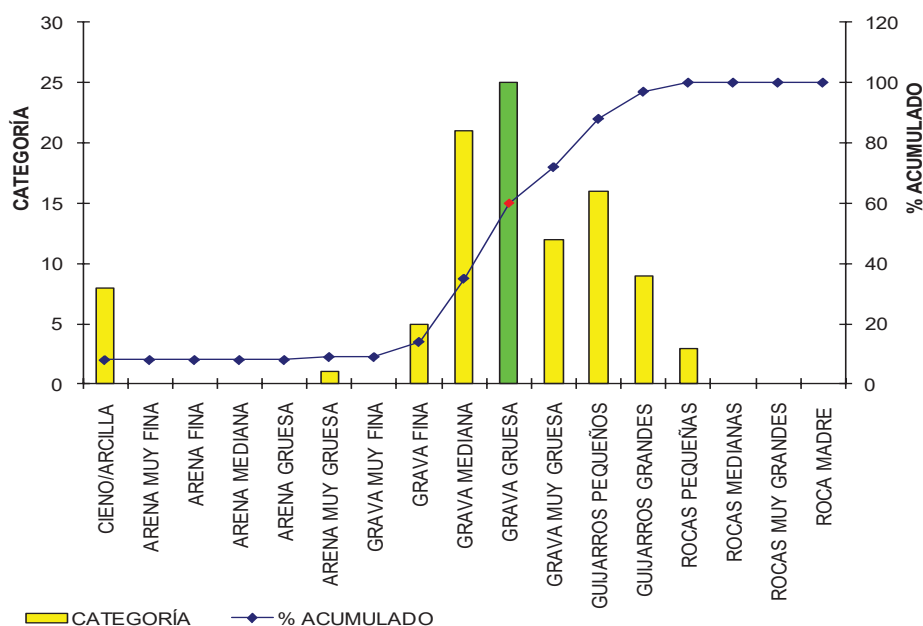


Figura 2. Determinación de los sustratos del sitio 1. Río La Parota. Región hidrológica No. 18, río Balsas, México. En rojo y verde se resalta la categoría correspondiente a D_{50} .



Figura 3. Corte seccional del sitio 2. Río La Parota. Región hidrológica No. 18, río Balsas, México.

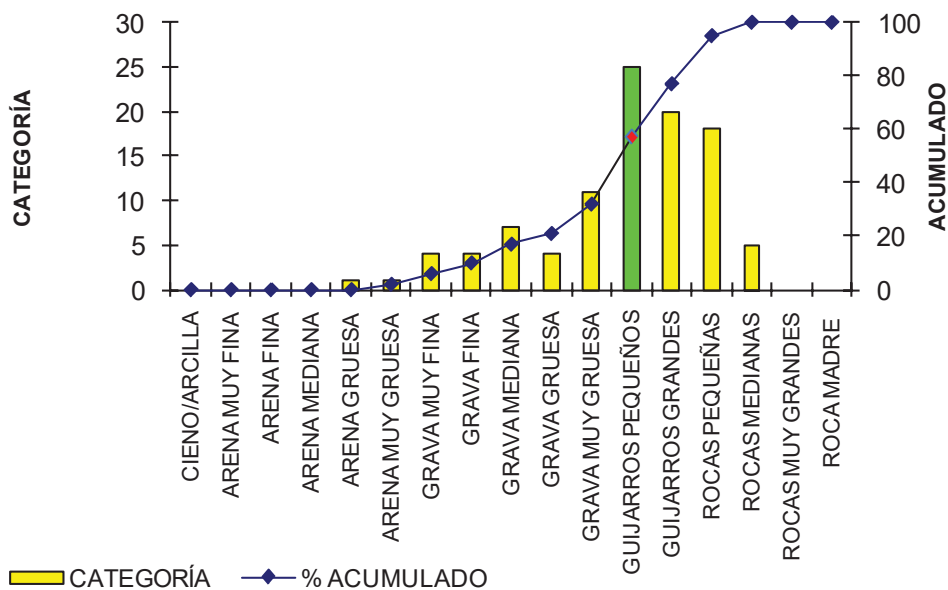


Figura 4. Determinación de los substratos del sitio 2. Río La Parota. Región hidrológica No. 18, río Balsas, México. En rojo y verde se resalta la categoría correspondiente a D₅₀.



Figura 5. Corte seccional del sitio 3. Río La Parota. Región hidrológica No. 18, río Balsas, México.

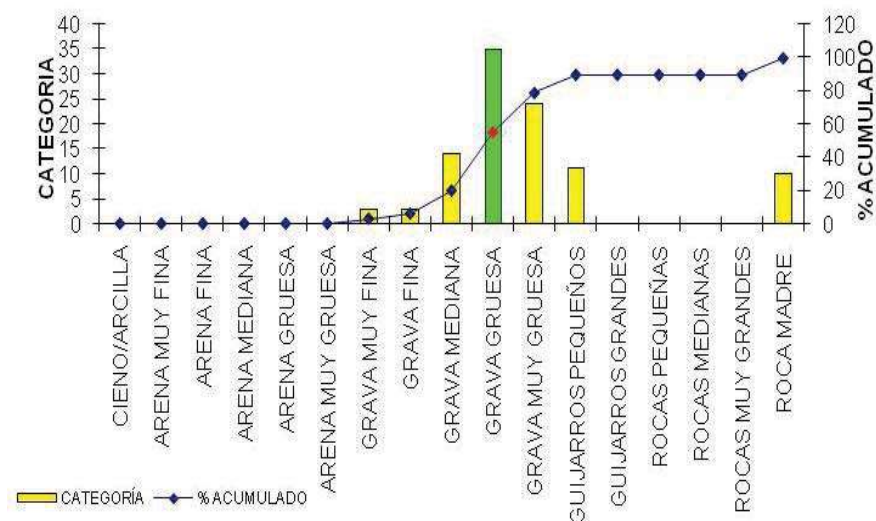


Figura 6. Determinación de los substratos del sitio 3. Río La Parota. Región hidrológica No. 18, río Balsas, México. En rojo y verde se resalta la categoría correspondiente a D₅₀



Figura 7. Corte seccional del sitio 4. Río La Parota. Región hidrológica No. 18, río Balsas, México.

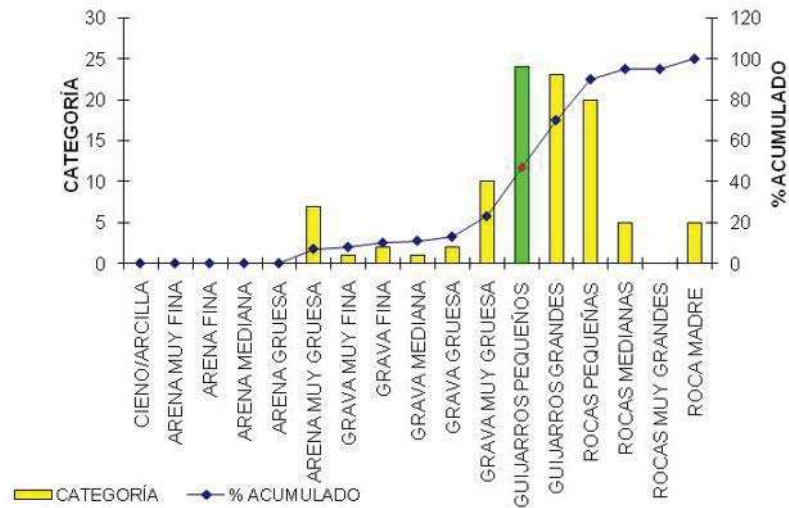


Figura 8. Determinación de los sustratos del sitio 4. Río La Parota. Región hidrológica No. 18, río Balsas, México. En rojo y verde se resalta la categoría correspondiente a D₅₀

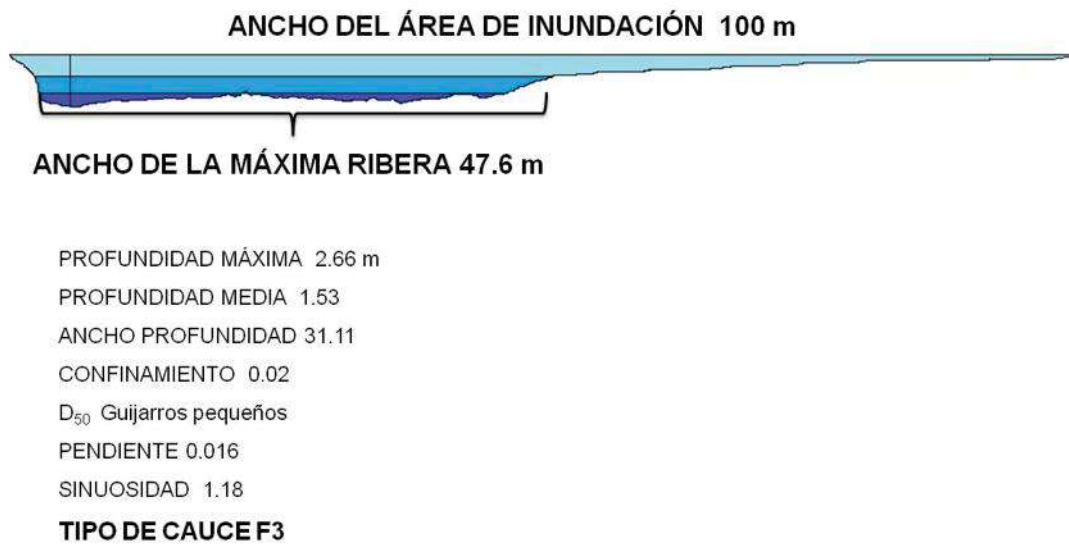


Figura 9. Corte seccional del sitio 5. Río La Parota. Región hidrológica No. 18, río Balsas, México.

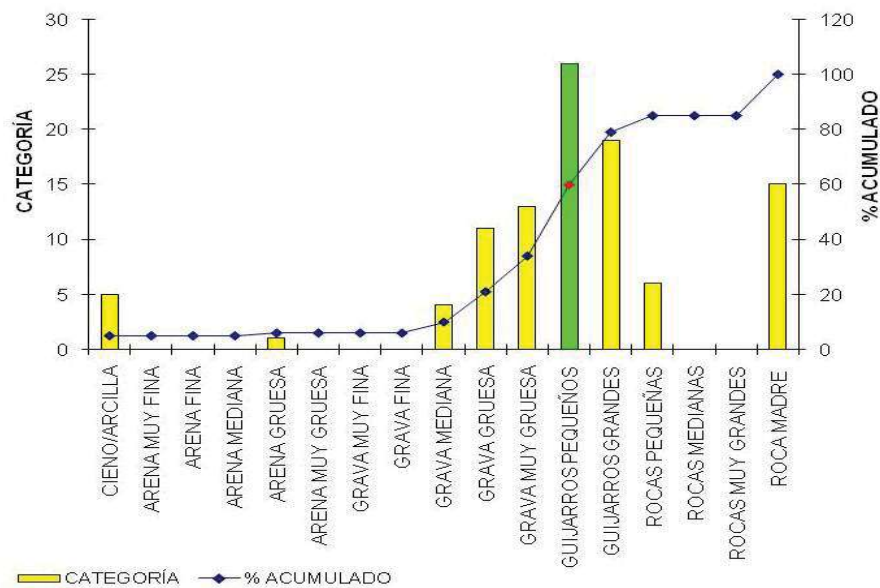


Figura 10. Determinación de los substratos del sitio 5. Río La Parota. Región hidrológica No. 18, río Balsas, México. En rojo y verde se resalta la categoría correspondiente a D₅₀



PROFUNDIDAD MÁXIMA 2.5 m

PROFUNDIDAD MEDIA 1.51

ANCHO PROFUNDIDAD 18.013

CONFINAMIENTO 2.28

D₅₀ Grava gruesa

PENDIENTE 0.038

SINUOSIDAD 1.02

TIPO DE CAUCE C4b

Figura 11. Corte seccional del sitio 6. Río La Parota. Región hidrológica No. 18, río Balsas, México.

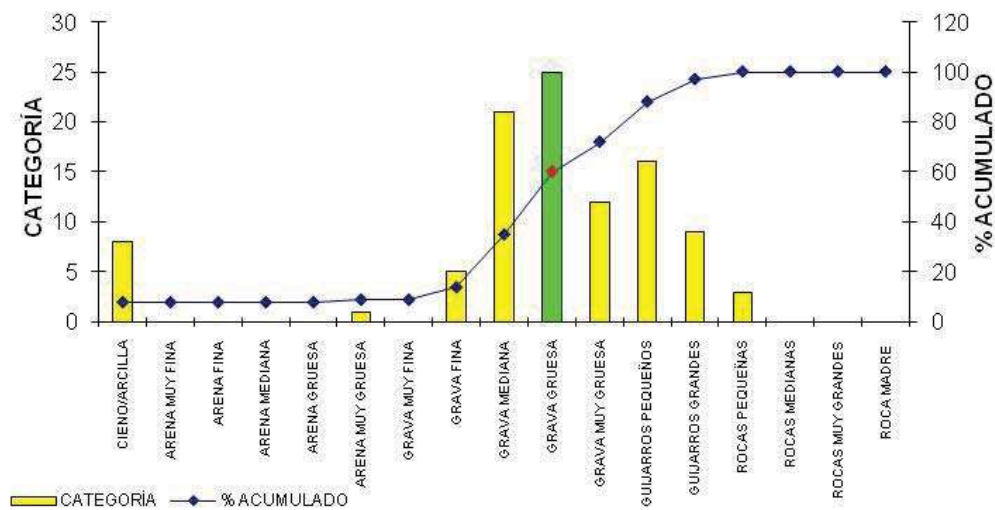
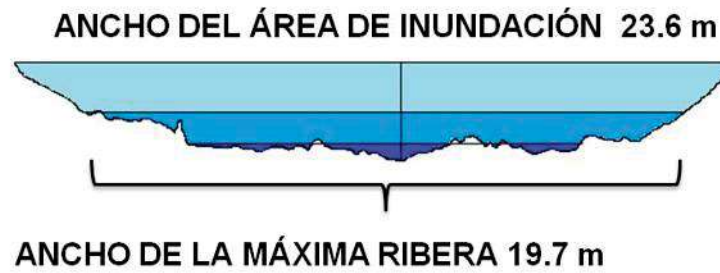


Figura 12. Determinación de los substratos del sitio 6. Río La Parota. Región hidrológica No. 18, río Balsas, México. En rojo y verde se resalta la categoría correspondiente a D₅₀



PROFUNDIDAD MÁXIMA 1.6 m

PROFUNDIDAD MEDIA 0.83

ANCHO PROFUNDIDAD .2356

CONFINAMIENTO 1.19

D₅₀ Gujarros grandes

PENDIENTE 0.041

SINUOSIDAD 0.96

TIPO DE CAUCE A3

Figura 13. Corte seccional del sitio 7. Río Cupatitzio. Región hidrológica No. 18, río Balsas, México.

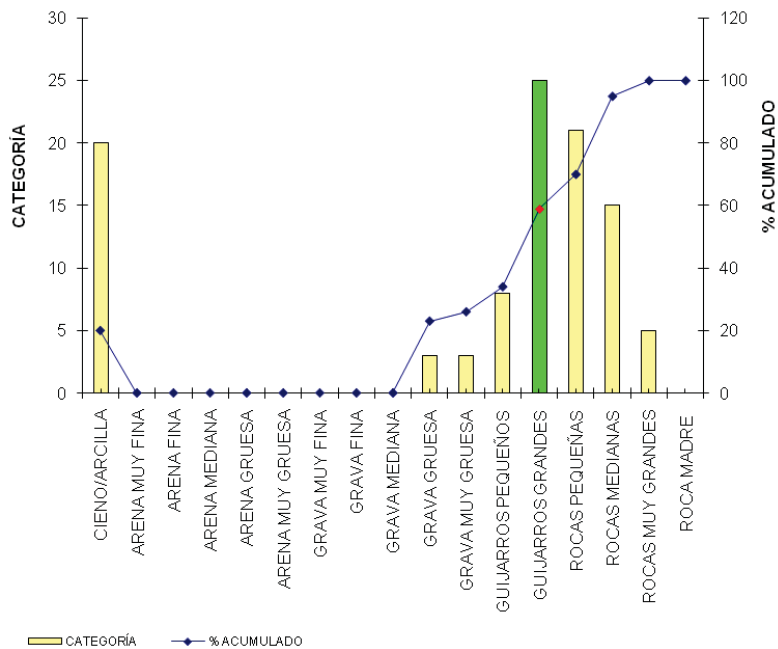


Figura 14. Determinación de los substratos del sitio 7. Río Cupatitzio. Región hidrológica No. 18, río Balsas, México. En rojo y verde se resalta la categoría correspondiente a D₅₀.



Figura 15. Corte seccional del sitio 8. Río Cupatitzio. Región hidrológica No. 18, río Balsas, México.

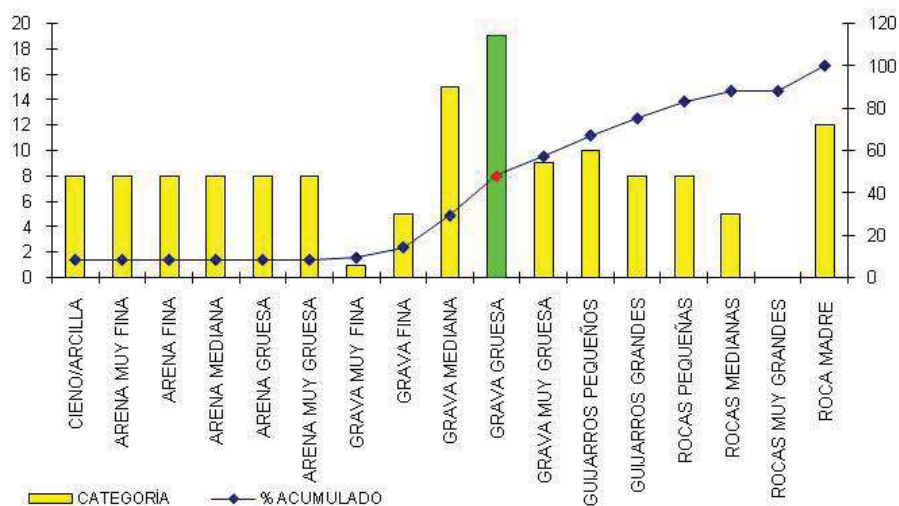


Figura 16. Determinación de los sustratos del sitio 8. Río Cupatitzio. Región hidrológica No. 18, río Balsas, México. En rojo y verde se resalta la categoría correspondiente a D₅₀.

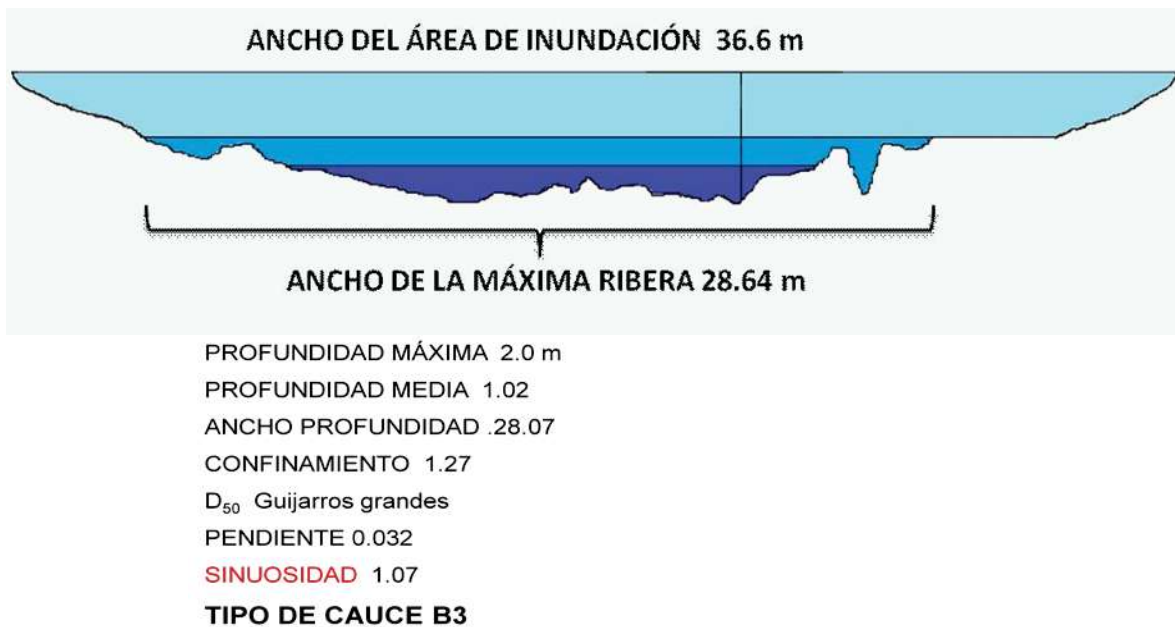


Figura 17. Corte seccional del sitio 9. Río Cupatitzio. Región hidrológica No. 18, río Balsas, México.

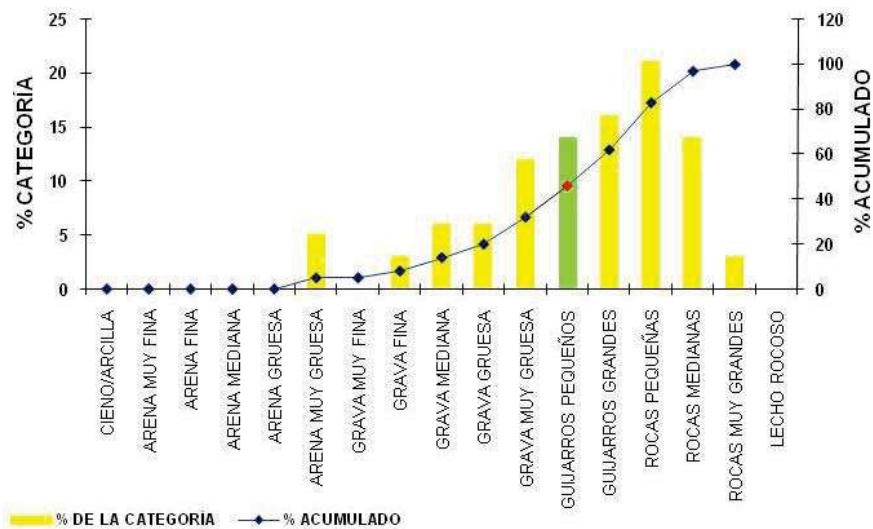


Figura 18. Determinación de los substratos del sitio 9. Río Cupatitzio. Región hidrológica No. 18, río Balsas, México. En rojo y verde se resalta la categoría correspondiente a D₅₀.



Figura 19. Corte seccional del sitio 10. Río El Marqués. Región hidrológica No. 18, río Balsas, México.

Figura 20. Determinación de los substratos del sitio 10. Río El Marqués. Región hidrológica No. 18, río Balsas, México. En rojo y verde se resalta la categoría correspondiente a D₅₀.