

ÍNDICE BIÓTICO DE INTEGRIDAD PARA LOS ARROYOS
SAN CARLOS Y SAN ANTONIO EN EL ÁREA DE
PROTECCIÓN DE FLORA Y FAUNA, CAÑÓN DE
SANTA ELENA, CHIHUAHUA, MÉXICO

Mauricio de la Maza-Benignos^{1*}
María de Lourdes Lozano-Vilano²
Armando Jesús Contreras-Balderas^{1,2}
María Elena García-Ramírez²

Perla Edith Alonso-Eguía³
Iris Anahí Banda-Villanueva¹
Ignacio Alfonso Reyes-Cortés⁴
Velia Patricia Carrillo-Buentello¹
Óscar Adrián Leal-Nares¹

¹ Pronatura Noreste, A. C. Loma Grande 2623, Col. Loma Larga. Monterrey, Nuevo León, México, C. P. 64710

² Laboratorio de Ictiología, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. Apartado Postal 425. San Nicolás de los Garza, Nuevo León, México, C. P. 66450.

³ Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Subcoordinación de Hidrobiología y Evaluación Ambiental. Paseo Cuauhnáhuac 8532. Progreso, Jiutepec, Morelos, México, C. P. 62550.

⁴ Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Chihuahua, Nuevo Campus UACH, s/n. Chihuahua, Chih., México, C. P. 31160.

* Autor para correspondencia: mmaza@pronaturane.org

Resumen

La salud ecológica de un río puede evaluarse mediante el análisis de sus componentes biológicos, fisicoquímicos y de hábitat, así como por la presencia o ausencia de especies invasoras. Los arroyos San Carlos y San Antonio, ubicados dentro del área de interés binacional río Bravo-Big Bend, están entre los sitios que han sido identificados como lugares prioritarios de conservación por la Comisión de Cooperación Ambiental. Se evaluó el estado de conservación ecológico de estos cuerpos de agua. Para ello, se modeló y caracterizó la hidrología de ambas cuencas, se realizó una evaluación cualitativa de preservación ecológica, un análisis de calidad de agua, y se asignó un Índice de Integridad Biótica (IBI, por sus siglas en inglés) sustentado en sus peces y se determinaron las líneas de base para estas métricas y otros parámetros ecológicos. Se tomaron muestras de peces y agua de nueve sitios en cada arroyo, y se estableció un lugar de referencia adicional, el arroyo “El Chapo”. Para delimitar las cuencas hidrográficas San Carlos-San Antonio se utilizó el modelo digital de elevación (MDE) CEM 3.0 (INEGI, 2013) y el simulador de flujo de cuenca SIATL 2.0 en el software ArcHydro®. De forma adicional, se llevaron a cabo análisis de la calidad del agua (WQA) y análisis fisicoquímicos. Los resultados indican que: 1) están presentes niveles moderados de contaminación de coliformes fecales (CF) y coliformes totales (CT); 2) algunas secciones de los arroyos muestran niveles moderados a altos de eutrofización; 3) residuos de metales pesados; 4) sólo cuatro especies de peces están presentes en ambos sistemas; y 5) la especie exótica *Fundulus zebrinus* ha invadido el sistema. Las puntuaciones del IBI indican distintos grados de degradación ecológica, promediando una puntuación pobre (15 puntos), sin embargo, la puntuación total para los dos arroyos fue bueno (56), y el arroyo El Chapo presentó una puntuación de excelente (85), obteniendo el valor máximo en el estudio debido a que presenta poca perturbación humana. Entre las recomendaciones generales para la cuenca están: establecer un caudal ecológico para la misma; plantas de tratamiento de agua en las zonas de mayor densidad urbana; así como la implementación de programas de restauración de ribera y control de especies exóticas.

Introducción

El río Bravo es el más extenso en el norte de México y es muy importante para el bienestar económico y social de la frontera entre México y los Estados Unidos (EUA). Dentro de esta zona se ubica la Región Binacional Río Bravo-Big Bend (RBBBABI), que se considera uno de los paisajes desérticos más diversos y mejor conservados en América del Norte. Comprende un mosaico de parques y áreas naturales protegidas (ANP) federales, estatales y privadas en ambos lados de la frontera, incluye el Área de Protección de Flora y Fauna (APFF) el Cañón de Santa Elena (CSE), en el municipio de Manuel Benavides, Chihuahua, siendo el área focal de este estudio. El CSE se localiza frente al Parque Nacional de Big Bend (figura 1) en los EUA.

Los arroyos San Carlos y San Antonio se encuentran dentro del CSE y conforman la subcuenca hidrológica de San Carlos. Éstos han sido identificados como sitios de conservación prioritarios por la Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA) y son de gran valor para las comunidades (~1,600 habitantes) que viven dentro del CSE.

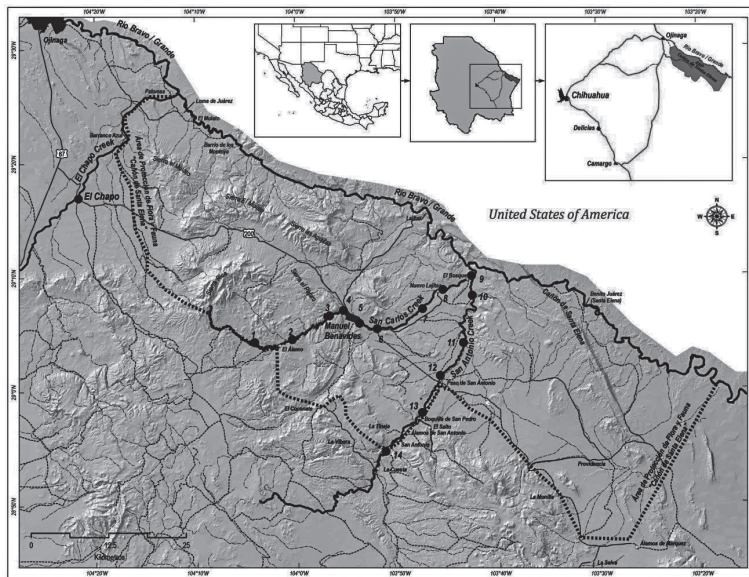


Figura 1. Estaciones de monitoreo de sitios dentro del Cañón de Santa Elena (CSE) y arroyo El Chapo, Chihuahua, México.

Los IBI son herramientas multimétricas que se han utilizado de manera amplia para evaluar las condiciones ambientales acuáticas y su funcionalidad, usando típicamente peces, macroinvertebrados y/o conjuntos de algas (*e.g.* diatomeas), como indicadores del estado de salud y perturbación ecológica en ríos y lagos, calibrando y aplicando una serie de mediciones tales como: la riqueza de especies, variaciones en las combinaciones particulares de las especies (*i.e.* ensambles de peces), biomasa, presencia/ausencia de especies no nativas, y/o abundancia de taxones indicadores de contaminación, contra sitios de referencia no perturbados o mínimamente perturbados (Contreras-Balderas *et al.*, 2003; Karr y Yoder, 2004; Lozano-Vilano *et al.*, 2009).

Se han desarrollado de manera separada IBI para el río Bravo y sus afluentes en ambos lados de la frontera México-EUA. Por ejemplo, Linam *et al.* (2002) utilizaron cinco sitios poco perturbados como referencia y 11 métricas adaptadas de Karr *et al.* (1986) para evaluar la integridad biótica de los arroyos en Texas Ecoregion 24, Southern Deserts y Lozano-Vilano *et al.* (2009) emplearon un enfoque distinto (histórico) de la cercana cuenca del río Conchos, que es el principal afluente en México del río Bravo, y un conjunto similar de 14 métricas para desarrollar un IBIH (IBI histórico). Para el suroeste de EUA, se ha observado que hay una correlación directa entre la extensión de la cuenca, es decir longitud y área de captación, y riqueza de especies (Whiteside y McNatt, 1972; Horwitz, 1978; Linam *et al.*, 2002).

La composición y dinámica de las comunidades de peces de los arroyos San Carlos y San Antonio no se han estudiado de forma previa, por lo que este estudio tuvo como objetivo caracterizar la hidrología de estas cuencas y determinar sus bases biológicas y fisicoquímicas para desarrollar un índice de integridad biótica (IBI).

Material y métodos

Área de estudio

Los arroyos San Carlos y San Antonio se encuentran ubicados en la cuenca del río San Carlos, que tiene un clima de desierto árido (bwh) con lluvias en verano y propenso a temperaturas extremas, en donde, la evapotranspiración se estima en 98%, y los escurrimientos representan aproximadamente 1.8% de la precipitación total (CEC, 2014b).

El balance superficial y subterráneo en la cuenca es crítico durante todo el año. La zona presenta un déficit hídrico de alrededor de 700 mm en los valles, 600 mm al pie de las sierras y 500 mm en elevaciones más altas (INEGI, 2005; CEC, 2014b). Los flujos superficiales son alimentados principalmente por manantiales que brotan en el lecho de los ríos, con zonas de recarga en las montañas circundantes Sierra Rica, Pajarito de la Sierra, Sierra La Mina y Sierra Azul.

El pueblo de Manuel Benavides (916 habitantes) está situado en el borde del arroyo San Carlos, mientras que un número de pequeñas poblaciones como Álamos de San Antonio (131 habitantes), Paso de San Antonio (81 habitantes), Nuevo Lajitas (65 habitantes), y Escobillas de Abajo (46 habitantes) se encuentran situadas a lo largo de la orilla del arroyo San Antonio, que es un sitio favorecido por el manto freático poco profundo, que proporciona a los habitantes agua de una calidad aceptable durante todo el año.

Modelo hidrológico

Para caracterizar la cuenca hidrográfica San Carlos-San Antonio, se integraron las características hidrológicas de ambos sistemas fluviales para el desarrollo de un modelo hidrológico utilizando la Comisión de Cooperación Ambiental-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CEC-CONANP), Sistema de Información Geográfica Pronatura Noreste (SIG) (CEC, 2012), la herramienta de modelado digital de elevación (MDE) CEM 3.0 (INEGI 2013) y el software ArcHydro®.

Con este software se construye una red geométrica que nos permite modelar el flujo de agua desde el nacimiento hasta la desembocadura del río, en el canal principal o desde cualquier punto dentro de la red hidrográfica, utilizando un conjunto de líneas interconectadas y puntos que muestran los caminos de los flujos del río (Rivera *et al.*, 2012). Su interfaz completa consta de cinco elementos: drenaje, redes, canales, hidrografía y series de tiempo. También utilizamos la herramienta CEM 3.0 MDE (INEGI, 2013) para el análisis raster donde se delimitaron las cuencas y subcuencas y se definieron los parámetros hidrológicos básicos para identificar las características hidrológicas de cada arroyo (ESRI, 2009; Kraemer y Panda, 2009; Abdulla, 2011).

De acuerdo a Rivera *et al.* (2012) se definieron las direcciones y la acumulación de flujo, la red hidrográfica y las delimitaciones de las cuencas y subcuencas de captación (figura 2), y utilizamos estos datos para construir una red geométrica con las líneas

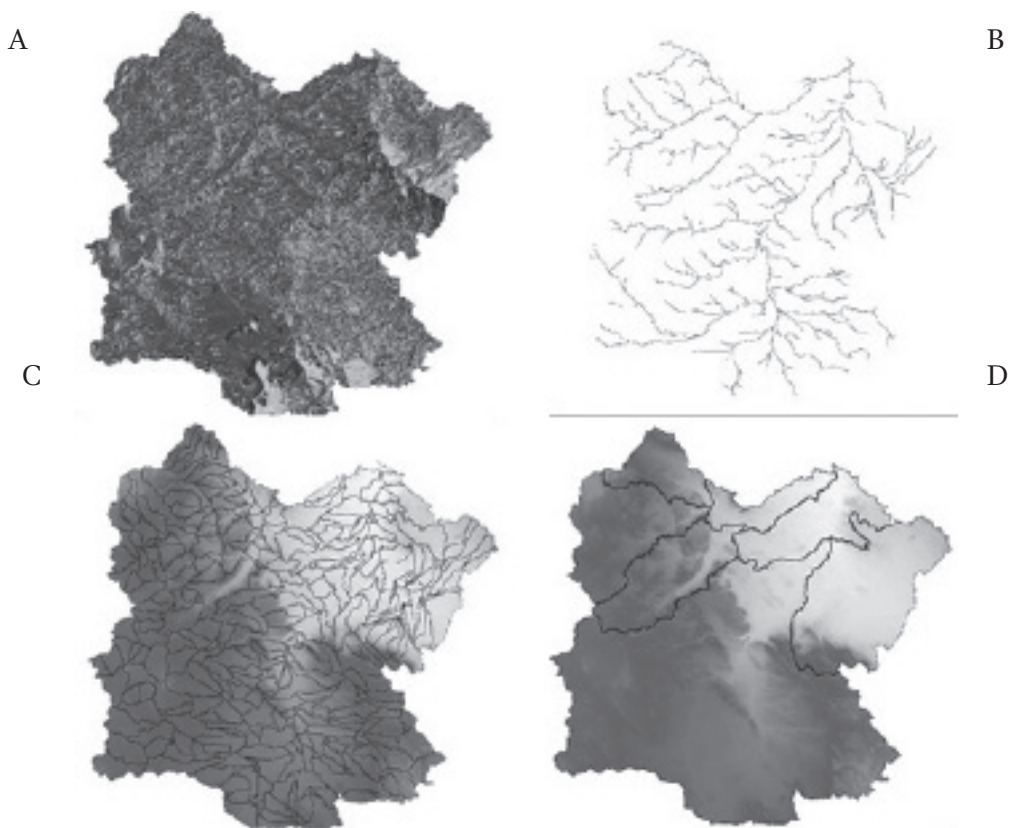


Figura 2. - Proceso ArcHydro® para los arroyos San Carlos y San Antonio: A) direcciones de flujo, B) acumulaciones de flujo, C) delimitación semiautomática de las zonas de captación, y D) delimitación de cuenca y sub-cuenca.

de drenaje para las dos cuencas hidrográficas, integrando información adicional que se produjo utilizando el simulador de flujo de cuenca SIATL 2.0 en el modelo (figura 3). Este simulador proporciona una red hidrográfica con características geométricas que facilita el modelado hidrológico derivando los canales del río principal y sus afluentes y trazando el flujo de agua desde cualquier punto de la red hasta la desembocadura del río de la cuenca (INEGI, 2010). También se construyó una red geométrica para analizar los flujos de los ríos (figura 3).



Figura 3 - Red hidrológica de los arroyos San Carlos y San Antonio, analizada mediante SIATL 2.0.

Selección del sitio

Una serie de visitas exploratorias se realizaron de marzo a abril de 2014, a fin de seleccionar los sitios de muestreo. Usando el SIG (ver “modelado hidrológico” arriba), caracterizamos ambos arroyos usando los siguientes parámetros morfométricos: área de la cuenca (A); perímetro de la cuenca (P); gradiente altitudinal (Ag); pendiente media (J); longitud del canal principal del río (Lb); pendiente del canal principal del río (j); longitud total del sistema (Lc); densidad de drenaje (Dd); secuencia de órdenes de la corriente (Or); factor de forma (Kf); índice de alargamiento (Ia); coeficiente de compactación (Kc); coeficiente de masa (Km); y el tiempo de concentración (Tc) (tabla 5). Partiendo de este análisis hidrológico, se seleccionaron 14 sitios a través de los dos arroyos que fueron representativos de toda la gama de condiciones morfológicas presentes (figura 1). Entre los 12 sitios se incluyen: las comunidades de peces del cercano río Conchos, que se une al río Bravo (RB) 84 km al NO; el arroyo El

Chapo, que se une al RB 68 km al NO; y el arroyo Terlingua en el Condado de Brewster, EUA, que se une al RB 9 km al E del Cañón de Santa Elena, estos últimos han sido estudiados previamente. En la selección de estos sitios, se usaron los siguientes criterios, siguiendo a Tharme y King (1998): 1) representatividad de cada una de las tres unidades hidrográficas (caudales superiores, medios e inferiores) en cada arroyo; 2) diversidad y representatividad del hábitat; 3) inclusión de tramos de arroyos en un estado aparentemente bueno, incluyendo la presencia/ausencia y estado de preservación de la vegetación ribereña; 4) existencia de registros y estudios anteriores; 5) potencial de recuperación y restauración en tramos que mostraron diferentes niveles de deterioro; 6) sensibilidad a los cambios en los parámetros de flujo; 7) adecuación para otras simulaciones hidráulicas/modelado; 8) accesibilidad del sitio; y 9) representatividad de áreas que muestren signos de actividades humanas pasadas/presentes (*e.g.*, extracción de agua, presencia de minas abandonadas y las descargas urbanas).

Además, se evaluó la comunidad de peces del arroyo de El Chapo, que se encuentra fuera del cse y fue utilizado como lugar de referencia, y se realizó una rápida inspección en un sitio que es conocido localmente como Las Pilas, que es un afluente del arroyo San Carlos y se encuentra dentro de la anp. Las condiciones de conservación de todos los sitios se determinaron y clasificaron con criterios que se han modificados de Tharme y King (1998) (tabla 1).

Tabla 1. Clasificación de las secciones del arroyo según sus condiciones de conservación, modificado de Tharme y King (1998).

Clase	Descripción	Grado (% del total)
A	Sin modificaciones, natural.	100
B	Pocas modificaciones, mayormente natural. Pudo haber ocurrido un pequeño cambio en el hábitat y la biota, pero las funciones del ecosistema permanecen sin cambios.	80-99
C	Moderadamente modificado. Ha ocurrido la pérdida de hábitat natural y biota, pero las funciones básicas del ecosistema siguen predominando sin cambios.	60-79

-
- | | | |
|---|--|-------|
| D | Modificado. Se ha producido una gran pérdida de hábitat natural, biota y funciones básicas del ecosistema. | 40-59 |
| E | Se han producido grandes pérdidas de hábitat natural, biota y funciones básicas del ecosistema. | 20-39 |
| F | Las modificaciones han alcanzado un nivel crítico y el sistema lótico ha sido completamente cambiado, con una pérdida casi total del hábitat natural y la biota. En el peor de los casos, las funciones básicas del sistema han sido destruidas y los cambios son irreversibles. | 0-19 |
-

Selección de sitios de referencia

La condición de referencia refleja un estado de perturbación mínima de las actividades antropogénicas que ejemplifica un sitio o grupo de sitios que es prístino, con condiciones fisicoquímicas y biológicas intactas (Qadir y Malik, 2009; Hughes *et al.*, 2004; Zampella y Bunnell, 1998; Zhu y Chang, 2008). La elección de un sitio de referencia fue un desafío importante en este estudio, ya que, con la excepción del arroyo El Chapo, no pudimos identificar cualquier tramo perenne del arroyo San Carlos, donde sólo estuviera presente el rodapietra mexicano (*Campostoma ornatum*), y cualquier localidad que presentara un buen estado de conservación.

Muestreo

La recolecta de peces se llevó a cabo del 25 al 28 de mayo de 2014, durante la estación seca, bajo los permisos DGOPA 01430/060307-0479, PPF-DGOPA-166-14 y SGPA/DGVS/13 y 14. Se utilizaron un chinchorro de 3 m, y redes de inmersión. En cada sitio de muestreo se hicieron seis barridos en dirección aguas arriba a lo largo de 100 m. Todos los especímenes nativos fueron identificados y contados, y el 90% de éstos fueron liberados en el mismo punto de colecta. Por el contrario, todos los especímenes no nativos se fijaron en formol al 10% y posteriormente se colocaron en alcohol isopropílico al 50%. El material se depositó en la Colección Ictiológica de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma de Nuevo León.

También se colectaron muestras de agua en cada sitio en contenedores de plástico nuevos de 4 l, que fueron enjuagados con agua corriente en cada sitio antes de llenarse, asegurando que no hubiera burbujas de aire atrapadas. Para el muestreo bacterio-

lógico, se utilizaron bolsas de muestreo estériles de 100 ml. Las muestras se mantuvieron en hielo, fueron transportadas y procesadas dentro en un lapso de 24 h en el Laboratorio de Ingeniería Sanitaria de la Ciudad de Chihuahua de la Universidad Autónoma de Chihuahua.

Los siguientes parámetros fisicoquímicos se midieron tomaron en cada sitio de colecta utilizando un dispositivo de multímetro YSI 9000®: temperatura del agua y del aire, pH, conductividad eléctrica (EC), oxígeno disuelto (DO), salinidad, sólidos disueltos totales (TDS), y potencial de oxidación-reducción (ORP). Las temperaturas del aire se obtuvieron en la sombra usando un termómetro portátil PCE-IR 100 (HACCP).

Cálculo y selección de parámetros

La selección de parámetros se basó en Contreras-Balderas *et al.* (2000, 2003, 2005), Karr *et al.* (1986), Linam *et al.* (2002) y Lozano-Vilano *et al.* (2009). Seleccionamos sólo aquellos parámetros que eran apropiados para los arroyos estudiados, esto es riqueza de especies, número de ciprínidos, número de especies semitolerantes, número de especies invertívoras nativas, número de especies omnívoras, porcentaje de especies primarias, porcentaje de ejemplares nativos y número de especies neotónicas nativas.

Al establecer grupos de especies con características biológicas comunes, se utilizaron los siguientes criterios: 1) profundidad de natación en la columna de agua [bentónica o neotónica]; y 2) tipo de alimentación [herbívoro, omnívoro o invertívoro]; y 3) tolerancia a cambios en el régimen de flujo y condiciones ambientales [intolerantes, semi tolerantes o tolerantes]; clasificación ecológica [primaria o secundaria]; y 4) origen [nativo vs no nativos].

La riqueza de especies esperada de ambos arroyos se determinó de acuerdo con nuestro conocimiento de la ictiofauna regional, incluyendo información histórica y los datos obtenidos durante este estudio y considerando: condiciones hidrológicas (flujos discontinuos, periodos de alta energía); condiciones geomorfológicas (dimensiones de hábitat relativamente pequeño durante la estación seca, ocurrencia de pendientes empinadas y planas con cascadas en la cabecera, presencia de cañones en las nacientes y la confluencia con el río Bravo y planicies aluviales); y condiciones ecológicas (aparición de manantiales ribereños, vegetación acuática emergente y sumergida, tipo de sustrato y corrientes).

Basados en estas consideraciones, se asumió que las principales especies de peces que potencialmente se producen en ambos arroyos son *Campostoma ornatum*, *Cyprinella lutrensis*, *Cyprinodon eximius*, *Dionda cf. episcopa*, *Notropis chihuahua* y *Astyanax mexicanus*, con la presencia ocasional de especies más grandes del río Bravo tales como *Lepomis* spp., catostómidos y bagre.

Debido a que ambos arroyos tienen un régimen de flujo discontinuo, determinamos que al menos cuatro especies debían estar presentes (mínimo esperado) para ser considerado en excelente estado, suponiendo que el lugar contenía toda la gama de microhábitats (corrientes, aguas lentas y piscinas) requeridos por cada uno. Por ejemplo, *Campostoma ornatum*, *Dionda cf. episcopa*, *Astyanax mexicanus*, *Cyprinella lutrensis* y *Cyprinodon eximius*. Para cada lugar sitio, se calculó la riqueza de especies como: (número de especies nativas-número de especies no nativas)/número esperado de especies nativas.

Presencia de especies no nativas

La riqueza de especies puede ser “aumentada” por la invasión de individuos no nativos, particularmente en aguas moderadamente perturbadas donde la riqueza de especies es baja (Zampella y Bunnell, 1998). Sin embargo, este resultado es ecológicamente indeseable. Por lo tanto, se restó la cantidad de grupos no nativos al número total de especies nativas para calcular la riqueza total. Además, desde que la única especie no nativa que se encontró presente en la zona fue el invertívoro nectónico *Fundulus zebrinus*, que compite fuertemente por los invertebrados contra otros invertívoros nativos, restaron su presencia del número total de especies nectónicas nativas y de invertívoros para calcular las métricas (*vid. infra*).

También se calcularon las siguientes proporciones utilizando las características ecológicas y tróficas en Linam *et al.* (2002) (“**”) y Lozano-Vilano *et al.* (2009) (“***”): 1) número de ciprínidos (*Campostoma ornatum*, *Cyprinella lutrensis*, *Dionda cf. episcopa* y *Notropis chihuahua*)/número esperado de ciprínidos; 2) número de especies semi-tolerantes (***Campostoma ornatum*, ***Notropis chihuahua* y *Cyprinodon eximius*)/número esperado de especies semi-tolerantes; 3) número de especies invertívoras nativas (**Cyprinella lutrensis*, **Astyanax mexicanus*, y **Notropis chihuahua*)–número de especies invertívoras no nativas (***Fundulus zebrinus*)/número esperado de especies invertívoras nativas; 4) número de especies omnívoras (**Dionda cf. episcopa*

y **Cyprinodon eximius*)/número esperado de especies omnívoras; y 5) número de especies nectónicas nativas (es decir, *Cyprinella lutrensis*, *Dionda cf. episcopa*, *Notropis chihuahua*, y *Astyanax mexicanus*)–número de especies nectónicas nativas [***Fundulus zebrinus*])/número esperado de especies nectónicas nativas.

Reducción de medidas

Se analizaron un total de treinta y nueve distintos escenarios, incluyendo 13 reales + 26 supuestas combinaciones de especies asumiendo 100% de ejemplares nativos y la presencia de *C. ornatum* en cada sitio hipotético utilizando análisis de componentes principales (ACP). El porcentaje de datos fueron tratados usando una transformación arco seno. Descartamos las métricas con los coeficientes más bajos hasta que la varianza acumulada explicada de los dos primeros componentes se convirtió en >80%. El conjunto reducido de métricas, sus valores estimados del coeficiente de determinación (r^2) y los valores de p se muestran en la tabla 2. La riqueza de especies, número de ciprínidos y el porcentaje de especies nectónicas nativas son las métricas que contribuyen mayormente al IBI (tabla 3).

Los puntajes del IBI también se calcularon para cada sitio utilizando la media aritmética de cada métrica, que se categorizaron como se indica en tabla 4.

Tabla 2. Correlación estimada (r^2) y matriz de significación de correlación (p) para el conjunto de métricas reducidas utilizadas en este estudio.

	RE	NC	NEST	NEIN	NEO	%EP	%N	%NN
Riqueza de especies (RE)	-	0.831	0.725	0.868	0.719	0.910	0.739	0.916
Número de ciprínidos (NC)	0.000	-	0.580	0.738	0.542	0.898	0.555	0.872

Tabla 3. Cargas para los dos primeros vectores propios (PC1 y PC2) de la matriz r^2 en el Cuadro 2.

Variable	PC 1	PC 2
Riqueza de especies		
Número de ciprínidos	0.406	0.071
Número de especies semi-tolerantes	0.368	-0.154
Número de especies invertívoras nativas	0.301	0.423
Número de especies omnívoras	0.365	-0.366
Porcentaje de especies primarias	0.277	0.676
Porcentaje de ejemplares nativos	0.388	-0.293
Número de especies nectónicas nativas	0.310	0.209
	0.391	-0.268

Tabla 4. Categorización de los arroyos San Carlos y San Antonio de acuerdo con los puntajes IBI calculados en el presente estudio.

Puntaje	Definición
<0	Colapsado
1-24	Pobre
25-44	Justo
45-64	Bueno
65-90	Excelente
91-100	Excepcional

Resultados y Discusión

Resultados hidrológicos

Según nuestro análisis, el arroyo de San Carlos tiene una longitud de 67.2 km (tabla 5) y puede dividirse en cuatro secciones que son representativas de la morfología del su canal de su río (figura 4). Por otra parte, el arroyo San Antonio es mucho más largo (110.6 km; tabla 5), pero y también fue subdividido se puede dividir en cuatro secciones morfológicas (figura 5).



Figura 4.– Vista tridimensional del arroyo San Carlos desde su nacimiento hasta su desembocadura, mostrando sus cuatro secciones morfológicas principales.

Tabla 5. Parámetros morfométricos de las cuencas del arroyo San Carlos y San Antonio.

Cuenca	A	P	Da	J	Lb	j	Lc	Dd	Or	Kf	Ia	Kc	Km	Tc(h)
San Carlos	719.7	170.7	1678	10	67.2	1.3	4,034	5.6	8	0.32	1.6	1.78	1.94	22.9
San Antonio	2,233.4	302.2	1291	5.6	110.6	0.8	6,045	2.7	8	0.57	1.07	1.79	0.58	64.2

Área de la cuenca (A); perímetro de la cuenca (P); gradiente altitudinal (A_g); pendiente media (J); longitud del canal principal del río (Lb); pendiente del canal principal del río (j); longitud total del sistema (Lc); densidad de drenaje (Dd); secuencia de órdenes (Or); factor de forma (Kf); índice de alargamiento (Ia); coeficiente de compactación (Kc); coeficiente de masa (Km); y el tiempo de concentración (Tc).



Figura 5. - Vista tridimensional del arroyo San Antonio desde su nacimiento hasta su desembocadura, mostrando sus cuatro secciones morfológicas principales.

También se encontró que los perfiles longitudinales de ambos arroyos son irregulares, con una tendencia general hacia una forma parabólica. Como sucede generalmente en los ríos, las pendientes de ambos arroyos son abruptos en la cabecera y más suave hacia la boca, con perfiles longitudinales cóncavos en las secciones más elevadas y planas en las secciones inferiores. Por otra parte, como se espera para los arroyos en regiones áridas, algunos segmentos tienen perfiles escarpados, convexos y aplanados como resultado de la surgencia de rocas duras, actividad tectónica reciente o cambios repentinos en la morfología del canal asociados con descensos en el flujo superficial debido a la infiltración de agua en el suelo (figuras 6, 7).

Los perfiles longitudinales de ambos arroyos también revelaron rupturas en distintas alturas, especialmente en el canal principal del arroyo San Carlos (figura 6), que podrían representar barreras para la dispersión de peces aguas arriba (como se indica por la ausencia de los no nativos *Fundulus zebrinus* y otras especies que difieren de *Camptostoma ornatum* en las cabeceras del arroyo San Carlos). Estas rupturas podrían ser de origen litológico o pueden ser causados por la superposición de diversas etapas de erosión; sin embargo, la causa específica y datación de éstos requiere un análisis geológico que está fuera del alcance de este trabajo.

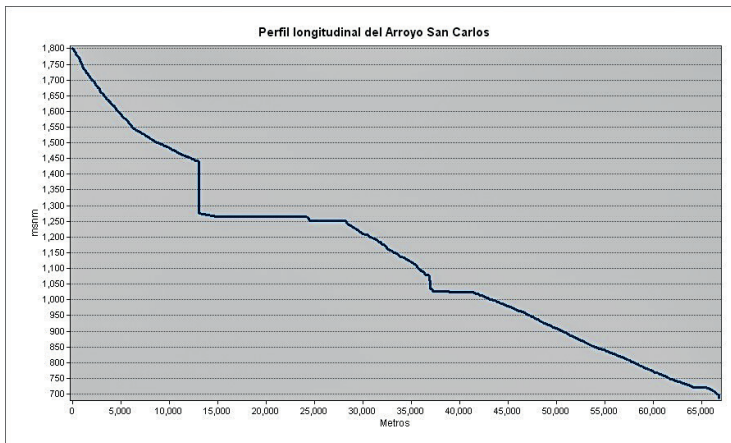


Figura 6. – Perfil longitudinal del arroyo San Carlos. El eje “x” representa la distancia a lo largo del río (metros), mientras que el eje “y” representa la altitud (metros sobre el nivel del mar).

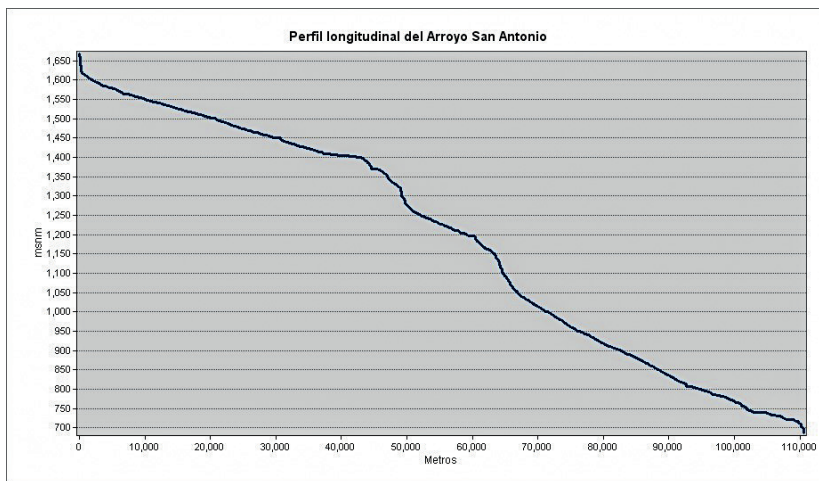


Figura 7 - Perfil longitudinal del arroyo San Antonio. El eje “x” representa la distancia a lo largo del río (metros), mientras que el eje “y” representa la altitud (metros sobre el nivel del mar).

El arroyo de San Carlos

El arroyo de San Carlos es una cuenca montañosa de tamaño mediano ($Km = 1.94$, $A = 719 \text{ km}^2$) con una red de alta densidad ($Or = 8$), que es indicativa de un drenaje bien desarrollado (tabla 5). Tiene un canal principal largo ($Lb = 67.19 \text{ km}$) y un gradiente suave ($j = 1.3\%$). La cuenca es moderadamente alargada ($Ia = 1.6$), por lo que el agua que se recoge por sus afluentes alcanza rápidamente el canal principal a lo largo de un tiempo de concentración (Tc) de 22.9 h (el tiempo que toma una gota de agua en viajar a través de la cuenca desde el punto de elevación más alta a la desembocadura del río).



Figura 8. – Confluencia de los arroyos San Carlos y San Antonio.

La cuenca también tiene un alto gradiente altitudinal (1,678 m), que comprende una variedad de pasajes geomorfológicos que favorecen diferentes tipos de ecosistemas. Puesto que el agua se mueve a través del sistema rápidamente, generalmente por lo general no conserva grandes volúmenes. La erosión hídrica ocurre como resultado de la red de drenaje bien estructurada. La forma alargada de la cuenca resulta en la amplia circulación de agua, favoreciendo su captura e infiltración en áreas con pendientes más planas.

El arroyo de San Antonio

El arroyo de San Antonio es una cuenca montañosa grande ($Km = 0.58$, $A = 2.233,4$ km²), un poco alargada ($Ia = 1.07$) (tabla 5). Su canal principal es largo ($Lb = 110,6$ km), con una pendiente muy suave ($j = 0.8\%$). Su cuenca está formada por varios tributarios cortos ($Or = 8$), bien ramificados y bien desarrollados. Basado en su factor de forma calculada ($Kf = 0.57$), el agua en este sistema tarda mucho tiempo para llegar a la desembocadura del río ($Tc = 64.2$ h), y sus flujos tienden a difundirse en el punto de salida del sistema. Estas características son indicativas de una cuenca que puede retener grandes volúmenes de agua durante eventos extraordinarios de precipitación.

Sitios de referencia

Se observaron niveles moderados a altos de eutrofización en cada lugar muestreado, con excepción de las partes altas del arroyo San Carlos. En total, se recolectaron siete especies de peces (figura 8), que incluyó el no nativo *Fundulus zebrinus*, que fue observado en todos los sitios excepto en el arroyo El Chapo y en las cabeceras del arroyo San Carlos. Como se esperaba, la diversidad de peces fue relativamente pobre ($n = 4 + 1$ especies no nativas), en particular en los arroyos San Carlos y San Antonio.

De los 14 sitios muestreados en este estudio, el sitio 1, que se encuentra en las partes altas del arroyo San Carlos, recibió un grado de preservación ecológica (EPG) de B y se encontró que era naturalmente seco. Por el contrario, el sitio 8, que se localiza en la parte baja del mismo arroyo, recibió un EPG de D y estaba seco por el desvío de agua para riego en los campos alrededor de la zona. El sitio 11, que se halla en el alcance medio del arroyo San Antonio, recibió un EPG de C, pero también se encontró que era “naturalmente” seco. De los sitios que conservan agua, el sitio 3, que se localiza en las partes altas del arroyo San Carlos, recibió un EPG de B, pero sólo contenía una especie (*Campostoma ornatum*), mientras que el sitio 12 recibió un EPG de C pero sólo contenía la especie no nativa *Fundulus zebrinus*.

Puntuaciones del IBI

Las puntuaciones del IBI y EPG para los sitios de estudio se muestran en la tabla 6. Basado en nuestro análisis, el arroyo El Chapo recibió un EPG de B (es decir, sobre

todo natural, con pocas modificaciones y un pequeño cambio en el hábitat y la biota, sin cambios funcionales en el ecosistema) y la máxima puntuación de IBI (85%, excelente). El lugar con la segunda puntuación más alta fue Las Pilas. El sitio recibió un EPG de B y un puntaje de 37 (justo). La ubicación con la tercera puntuación más alta fue el sitio 9, que se encuentra en El Bosque, en la parte inferior de ambos arroyos, en el punto donde se unen y entra en el cañón de Angulo. Este sitio recibió un EPG de B y un puntaje de 32 (justo). Por el contrario, la ubicación con la puntuación más baja fue el sitio 12, que está ubicado cerca del pueblo de Paso de San Antonio y recibió un EPG de C (moderadamente modificado con la pérdida de hábitat natural y biota, pero las funciones ecosistémicas básicas predominan todavía sin cambio) y una puntuación de < 0 (colapsado). Todos los sitios recibieron un EPG de B o C, pero las puntuaciones del IBI pobres (6-24), y la puntuación media del IBI a través de todas las ubicaciones dentro de ambos arroyos fue 15 (pobres). Sin embargo, ambos sistemas combinados recibieron un EPG total de B y una puntuación general del IBI de 56 (bueno).

Estos resultados indican que las puntuaciones IBI no siempre fueron comparables con los EPG otorgados a los sitios, y esto también fue apoyado estadísticamente cuando se evaluó la relación entre las marcas obtenidas usando los dos enfoques ($r^2 = 0.66$, $p = 0.019$). Esta discrepancia existe porque los dos indicadores miden cosas diferentes. El EPG refleja el estado del ecosistema a un nivel más general, cualitativo, señalando principalmente modificaciones estructurales visibles y cambios funcionales que son conducidos por impactos humanos directos e indirectos (es decir, factores de estrés). Éstos incluyen daños visibles a la morfología del cauce, o a algunas de las más prominentes características del recurso hídrico, tales como la disponibilidad de hábitats acuáticos, la situación estructural de la vegetación riparia, signos visibles de contaminación y alteraciones a la fuente de energía (es decir, eutrofización), así como modificaciones evidentes en el régimen de flujo, incluyendo desvíos y extracciones de agua detectable. El EPG no necesariamente captura algunos de los cambios naturales o antropogénicos que se producen en los extremos biológicos en un lugar en particular con un alto nivel de precisión, sin embargo. Por el contrario, el IBI se centra en la cuantificación de la desviación de las condiciones ideales en un sitio en particular, en este caso, mediante el uso de agrupaciones de peces como “proxy” [es decir, un criterio de evaluación biológica] (Karr, 1991, 2006, 2009; Karr y Yoder, 2004), pero no considera implícitamente los efectos potenciales del clima, la hidrología y el relieve (*e.g.* la fragmentación estacional de los dos arroyos de estudio o

barreras naturales para la dispersión de los peces de origen geológico), ni los efectos naturales de fenómenos extremos como sequías.

También se realizó un análisis de la calidad del agua (WQA), que nos proporcionó una medición directa de una característica crítica que puede tener un impacto directo tanto en los aspectos estructurales del ecosistema, visto como una red funcional de interacción de elementos bióticos y abióticos, como en sus conjuntos biológicos, que comprenden sus bloques de construcción. En nuestra opinión, a pesar de las aparentes discrepancias, los tres enfoques utilizados eran complementarios; y mientras que nuestro enfoque EPG tendieron a “sobrevalorar” ligeramente el estado de conservación del ecosistema, nuestras puntuaciones del IBI tendían a “infravalorar” su salud, particularmente en los alcances más altos del arroyo San Carlos, donde pudo haber barreras naturales para la dispersión de los peces (y por lo tanto de colonización), y en algunas secciones de los tramos medio e inferior, donde los tramos húmedos del río estacional alternante que caracterizan ambos arroyos naturalmente fragmentan ambos sistemas cada año.

Inicialmente se planteó la hipótesis de que la principal fuente de contaminación del agua en los sitios de estudio serían potenciales filtraciones de viejas minas abandonadas en la zona, seguido de descargas agrícolas y aguas residuales domésticas procedentes de las aldeas a lo largo de los arroyos. Sin embargo, nuestros resultados WQA sugieren que la principal fuente de contaminación visible proviene de la combinación de salidas de riego y malas prácticas de pastoreo. Se detectaron coliformes fecales (FC) y coliformes totales (CT) en casi todos los sitios.

Algunas secciones de los arroyos San Carlos y San Antonio también contenían concentraciones de cationes, aniones y otros compuestos químicos dentro de rangos seguros, por lo que no representan ningún riesgo. También hemos detectado rastro de arsénico (que ocurre naturalmente en la región), hierro y mercurio (cuyo origen podría remontarse décadas), que pudo haber tenido un impacto en la abundancia y diversidad de peces en el pasado, como ha sido sugerido por Lyons *et al.* (2000) para los lagos del centro de México.

Tabla 6. Parámetros fisicoquímicos del agua (medidos *in situ*) en cada uno de los sitios de muestra que retenían el agua.

Sitios	Hora	Temp. °C	Cond. µS/cm	DO mg/L	pH	Salinidad mg/L	TDS mg/L	ORP mV
S14	17:15	28.61	263	7.92	8.35	0.12	132	197.9
S13	18:40	25.15	804	8.68	7.96	0.39	402	236.8
S12	17:30	29.76		12.1	7.98	0.38	392	254.9
S10	10:45	27.74	2190	8.7	7.46	1.11	1095	242.9
S9	11:30	27.76	2556	5.44	6.44	1.36	1329	241.7
S7	12:36	29.51	2244	10.29	7.42	1.15	1134	244.4
S6	19:50	23.87	1623	6.86	8.12	0.82	812	220.8
S5	19:00	21.09	1412	5.27	7.75	0.71	706	232.3
S4	10:30	30.27	1109	8.34	7.83	0.54	555	240.3
S3	14:20	27.03	1128	7.98	7.98	0.56	564	239.7
<i>Las Pilas</i>	09:43	28.02	1143	7.77	8.12	0.56	572	241.2
<i>El Chapo</i>	12:00	26.31	914	6.32	8.06	0.45	454	240.9

Temperatura (Temp.), Conductividad (Cond.), oxígeno disuelto (DO), pH, salinidad, sólidos disueltos totales (TDS) y potencial de oxidación-reducción (ORP). SX= Sitio "X".

También creemos que la presencia de la especie no nativa *Fundulus zebrinus* en la mayor parte del sistema es probable que haya tenido un impacto adverso sobre la diversidad de peces. Esta especie que es nativa de los ríos Brazos, el Colorado y Bravo/Pecos en los EUA, está actualmente en la lista de especies exóticas de alto riesgo para México (CONABIO, 2015), aunque no es territorial, pueden ser agresivos con

otros peces, especialmente durante la temporada de desove (Lee *et al.*, 1980). El impacto de este pez en la fauna de peces nativos es actualmente desconocido (Fuller, 2015), pero si observamos que en algunos lugares donde había una gran cantidad de *F. zebrinus* (sitios 7, 9, 10 y 13), había de una muy baja, a nula, presencia de especies nativas (*e.g.* sitio 12).

También se ha sugerido que su especie hermana, *Fundulus kansae*, es una especie tolerante que amplía su rango hacia hábitats salinos o alcalinos con alta conductividad y ambientes contaminados (UICN, 2013). Encontramos que los sitios 7, 9 y 10, donde *F. zebrinus* claramente fue la especie dominante, tenían valores de conductividad de 2.244, 2.556 y 2.190 $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente; sin embargo, el sitio 12, donde era la única especie presente, tenía niveles mucho más bajos de conductividad (785 $\mu\text{S}/\text{cm}$), aunque el nivel del agua en este sitio era extremadamente bajo. Nuestros resultados sugieren que *F. zebrinus* ha desplazado a *Cyprinodon eximius* y posiblemente a otras especies, de estos sitios, posiblemente debido a la competencia asimétrica por el hábitat y alimento de anidación, como fue divulgado por Kodric-Brown y Mazzolini (1992) para *F. zebrinus* y *Cyprinodon pecosensis*.

Conclusiones

Consideramos que éste es el primer estudio ictiológico de los arroyos San Carlos y San Antonio en la RBBBABI. Los valores del EPC, de moderados a bajos, que se obtuvieron, la diversidad de peces relativamente baja y la falta de referencias históricas nos obligó a construir sitios referencia de manera arbitraria, que se basan en nuestro conocimiento de la ictiofauna de la región, los resultados obtenidos desde el cercano arroyo El Chapo y la información existente y datos para otros afluentes cercanos del RG con condiciones climáticas, hidrológicas, geomorfológicas y ecológicas comparables (De la Maza-Benignos *et al.*, 2009; Burr y Mayden, 1981; Edwards *et al.*, 2002; Linam *et al.*, 2002). El análisis sugiere que la salud ecológica global de los arroyos San Carlos y San Antonio presenta condiciones de buena a justo. Sin embargo, teniendo en cuenta que un sitio obtuvo que “colapso”, ocho sitios obtuvieron calificaciones “pobres”, dos sitios “justos”, y sólo el análisis integrado para todo el sistema de arroyos obtuvo “bueno”, preguntamos, ¿cuánto del deterioro percibido en la salud se puede atribuir a factores antropogénicos y cuánto es debido a las condiciones “naturales” hidrográficas y climáticas?

Hay una necesidad urgente para preservar la biodiversidad acuática en el CSE, pero esto es todavía posible, en especial si las políticas de gestión de río enfatizan estrategias que pueden lograr un uso sostenible, compartiendo los recursos de tierra y agua entre las comunidades humanas y el medio ambiente. Por lo tanto, recomendamos la aplicación de medidas de remediación básicas, incluyendo: 1) establecer un caudal ecológico que se ocupe de la calidad del agua, cantidad y preocupaciones temporales (es decir, el régimen de flujo natural); 2) restringir el pastoreo de ganado de las zonas ribereñas y los lechos de arroyos, cercanos a zonas ribereñas, instalando bebederos a distancia de los arroyos y promoviendo mejores prácticas de pastoreo; 3) restauración de áreas ribereñas en sitios específicos, particularmente en los sitios 5, 13 y 14; 4) uso de tecnologías sencillas para el tratamiento de residuos domésticos de las comunidades, por ejemplo, mediante la construcción de bio-filtros o bio-digestores; 5) detener la descarga directa de riego en los ríos, mediante la implementación de tecnologías eficientes en el uso del agua y / o la construcción de estanques de oxidación en fuentes puntuales; 6) establecer un programa de control para la especie invasora *Fundulus zebrinus*, en la estación seca, cuando gran número de éstos se pueden eliminar de los tramos de río aislados y piscinas; 7) mejorar el hábitat de los peces en áreas que mantienen agua durante todo el año; y 8) desarrollar un programa de manejo de peces nativos que aborden la propagación de especies nativas de peces mediante el uso de refugios artificiales separados del canal principal y que contienen saltos o cascadas para actuar como barreras a la invasora *Fundulus zebrinus*; y áreas de repoblación libres de *F. zebrinus*, particularmente con *Cyprinodon eximius* y *Dionda episcopa*.

Para construir sobre los resultados del presente estudio, los esfuerzos de monitoreo deben repetirse al menos cada 5 años (incluyendo el uso de macroinvertebrados) durante el pico de la estación seca e inmediatamente después de la temporada de lluvias, para corregir, ajustar y/o mejorar nuestra comprensión de la condición ecológica de este ecosistema. No podemos subestimar la importancia del desarrollo sostenible de los ríos del desierto para la seguridad hídrica de esta región, la prestación de servicios ambientales y la mejora de los medios de subsistencia regionales y el desarrollo económico para las comunidades humanas (De la Maza-Benignos *et al.*, 2014).

Agradecimientos

Agradecemos la Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA), así como la CONANP-APFF Cañón de Santa Elena por su valiosísimo apoyo a este trabajo.

Literatura citada

- Abdulla, M. (2011). Catchment Area Delineation Using GIS Technique for Bekhma Dam. *Spatial Information Processing*, 5335, 18-22.
- Angermeier, P., Kopeny, M., Wynn, T., Bowler, S., Burcher, C. L., Angermeier, P., Kopeny, M., Wynn, T., Green, L., Henderson, M., Shugart, H., Zeckoski, R., Jessick, J., Greer, K., Singleton, V., Aust, M., Otsby, B., Diplas P., y Little J. (2006). Development of building blocks to prescribe ecological flows for the Rivanna River watershed. *Final Report submitted to The Nature Conservancy*.
- Barrios, E., Rodríguez-Pineda y Maza-Benignos M. de la (2009) Integrated river basin management in the Conchos River basin, Mexico: a case study of freshwater climate change adaptation. *Climate and Development*, 1, 249-260.
- Burr, B. M. y Mayden, R. L. (1981). Systematics, Distribution and life history notes on *Notropis chihuahua* (Pisces: Cyprinidae). *Copeia* (2), 255-265.
- CEC (2012). *Mapping of human infrastructure and inundation potential along the Big Bend reach of the Rio Grande/Rio Bravo*. GEODATABASE, Commission for Environmental Cooperation: Montreal, QC, Canada.
- CEC (2014b). *Monitoreo y estudios biológicos en los arroyos San Carlos y San Antonio del Área de Protección de Flora y Fauna del Cañón de Santa Elena, Chihuahua*. Comisión para la Cooperación Ambiental: Montreal, Canadá, 145 pp.
- CONABIO (2015). *Sistema de información sobre especies invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad.
- CONAGUA (2014). *Ley Federal de Derechos, Disposiciones Aplicables en Materia de Aguas Nacionales*. Comisión Nacional del Agua, 1-94 pp.
- Contreras-Balderas, S., Edwards, Lozano-Vilano y García-Ramírez (2000). Ecology Chapters (Chapters 7 and 15). En: J. Schmandt *et al.* (Comps.), *Water and Sustainable Development in the Lower Rio Grande/Rio Bravo, Texas and Mexico*. Houston: Advanced Research Center/Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey. <http://www.harc.edu/cgs/mexico/lrgv.html>.
- Contreras-Balderas, S., Lozano-Vilano M. de Lourdes y García-Ramírez, (2005). Historical changes in the index of biological integrity for the Lower Rio Nazas, Durango, Mexico. *American Fisheries Society Symposium*, 45, 225-237.

- Contreras-Balderas, S., Edwards, R., Lozano, L. y García-Ramírez, M. (2003). Fish biodiversity changes in the Lower Rio Grande-Rio Bravo 1953-1996. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 12, 219-240.
- De la Maza-Benignos (Ed.), *Los peces del río Conchos*. Alianza WWF/FGRA/Gobierno del Estado de Chihuahua, 197 pp.
- De la Maza-Benignos, Lozano-Vilano y Carson (2014). (Eds.) *Conservation of desert wetlands and their biotas*, vol. 1. Museum of Southwestern Biology. Pronatura Noreste. Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Edwards, R. Garrett, J. y Marsh-Matthews, E. (2002). Conservation and status of the fish communities inhabiting the Rio Conchos basin and middle Rio Grande, Mexico and U.S.A. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 12, 119-132.
- ESRI (2009), *Arc Hydro Tools-Tutorial*. Redlands, CA, USA.
- Fausch, K. D., Karr, J. y Yant, R. (1984). Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities. *Transactions of the American Fisheries Society*, 113(1), 39-55.
- Fuller, P. (2015). *Fundulus zebrinus*. usgs Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL. <http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?SpeciesID=694>
Revision Date: 4/13/2006
- Horwitz, R. J. (1978). Temporal variability patterns and the distributional patterns of stream fishes. *Ecological Monographs*, 307-321.
- Hughes, R. M., Howlin, S. y Kaufmann, P. R. (2004). A biointegrity index (IBI) for coldwater streams of western Oregon and Washington. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133(6), 1497-1515.
- INEGI (2005). *Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos*, Manuel Benavides, Chihuahua, Clave geoestadística 08042. <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/datos-geograficos/08/08042.pdf>
- INEGI (2010), “Simulador de Flujos de Agua de Cuencas hidrográficas2.0” http://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/SIATL/.
- INEGI (2013) “Continuo de Elevaciones Mexicano 3.0” <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/datosrelieve/continuoelevaciones.aspx>.
- IUCN Red List of Threatened Species: *Fundulus kansae*-published in 2013.
- Karr, J. R. (1991). Biological integrity: A long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications*, 1, 66-84.

- Karr, J. R., Fausch, K. D., Angermeier, P. L., Yant, y Schlosser (1986). *Assessing biological integrity in running waters. A method and its rationale*. Illinois Natural History Survey, Champaign, Special Publication, 5, USA.
- Karr, J. R. (2006). Seven foundations of biological monitoring and assessment. *Biologia Ambientale*, 20(2), 7-18.
- Karr, J. R. (2009). *Using the Index of Biological Integrity (IBI) to Evaluate Fish Assemblages and Assess River Condition/Health in the Rio Conchos and Rio Bravo/Grande Basin*. Final Report Prepared for World Wildlife Fund. 28 pp.
- Karr, J. R., y Yoder, C. O. (2004). Biological assessment and criteria improve total maximum daily load decision making. *Journal of Environmental Engineering*, 130(6), 594-604.
- Kodric-Brown, A. y Mazzolini, P. (1992). The breeding system of pupfish, *Cyprinodon pecosensis*: effects of density and interspecific interactions with the killifish, *Fundulus zebrinus*. *Environmerntal Biology of Fishes*, 32(2), 169-176.
- Kraemer, C. y Panda, S. (2009). Automatic ArcHydro for Watershed Delineation. In *En: Proceedings of the 2009 Georgia Water Resources Conference*, 27-29. Georgia, University of Georgia.
- Lee, S. D., Gilbert, C. R., Hocutt, Ch. H., Jenkins, R. E., McAllister, y Stauffer, Jr. (1980). *Atlas of North American Freshwater Fishes*. Nort. Car. Mus. Nat. Hist. 4-849.
- Linam, G. W., Kleinsasser y Mayes (2002). *Regionalization of the index of biotic integrity for Texas streams*. Resource Protection Division, Texas Parks and Wildlife Department, Austin, USA.
- Lozano-Vilano, M. L., García-Ramírez y De la Maza-Benignos, M. (2009). El Índice Biológico de Integridad histórico (IBIh) e Índice de Similaridad de Sitios de Jacard. pp 139-174. En: De la Maza-Benignos (Ed.), *Los peces del río Conchos*. Alianza WWF-FGRA y Gobierno del Estado de Chihuahua, 197 pp.
- Lyons J., Gutierrez-Hernandez, A., Díaz-Pardo, E., Soto-Galera, E., Medina-Nava, M. y Pineda-Lopez, R. (2000). Development of a preliminary index of biotic integrity (IBI) base on fish assemblages to assess ecosystem condition in the lakes of central Mexico. *Hydrobiologia*, 418, 57-72.
- Qadir, A. y Malik, R. N. (2009). Assessment of an index of biological integrity (IBI) to quantify the quality of two tributaries of river Chenab, Sialkot, Pakistan". *Hydrobiologia*, 621.1, 127-153.

- Rivera, J., Ruiz, B., Patiño, C. y Velázquez, J. (2012). Implementación del Modelo de Datos ArcHydro. *La Región Hidrológica No. 12* Río Santiago. XXII Congreso Nacional de Hidráulica, 7. Acapulco, Gro.
- Tharme, R. E. y King (1998). Development of the building block methodology of Instream flow assessments, and supporting research on the effects of different magnitude flows on riverine ecosystems. *Water Research Commission Report No. 576/1/198*.
- Weisberg, S. B., Ranasinghe, J. A., Dauer, D. M., Schaffner, L. C., Diaz, R. J. y Frithsen, J. B. (1997). An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. *Estuaries*, 20(1), 149-158.
- Whiteside, B. G. y McNatt, R. M. (1972). Fish species diversity in relation to stream order and physicochemical conditions in the Plum Creek drainage basin. *American Midland Naturalist*, 90-101.
- Zampella, R. A. y Bunnell (1998). Use of reference-site fish assemblages to assess aquatic degradation in Pinelands streams. *Ecological Applications*, 8(3), 645-658.
- Zhu, D. y Chang, J. (2008). Annual variations of biotic integrity in the upper Yangtze River using an adapted index of biotic integrity (IBI). *Ecological Indicators*, 8, 564-572.



