

COMPARACIÓN DE LA COMPOSICIÓN Y ABUNDANCIA
DE LA COMUNIDAD ÍCTICA DEL RÍO TEUCHITLÁN,
JALISCO, MÉXICO EMPLEANDO TRES ARTES DE PESCA

Yvonne Herrerías-Diego^{1,3}
Omar Domínguez-Domínguez^{2,3*}
Martina Medina-Nava²
Oscar Ávila²
Valentín Mar-Silva¹

¹Laboratorio de Vida Silvestre, Facultad de Biología Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

²Laboratorio de Biología Acuática Facultad de Biología Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo

³Laboratorio Nacional de Síntesis Ecológica

* Autor para correspondencia:

Resumen

La perturbación del hábitat, producto de la fragmentación antropogénica, es uno de los principales problemas que enfrentan los diferentes ambientes alrededor del mundo. Los sistemas acuáticos representan uno de los ambientes sobre el que existe más presión, en particular aquellos donde se han establecido asentamientos humanos. El centro de México es un claro ejemplo de lo anterior. El río Teuchitlán, afluente de la cuenca del río Ameca, Jalisco se caracteriza por presentar una elevada tasa en el cambio de uso de suelo y un fuerte impacto antropogénico, tanto por el uso agrícola ganadero como por el crecimiento de la mancha urbana que ha rodeado por completo el río, de igual forma la introducción de especies exóticas, al uso desmedido del agua para irrigación y a la contaminación urbana y agropecuaria, han impactado de forma importante a la cuenca del Río Teuchitlán. En el presente estudio, se determinaron cinco sitios de muestreo a lo largo del río Teuchitlán, para la colecta de peces se utilizó una red de arrastre tipo chinchorro, un equipo de electropesca y trampas tipo nasas. Con base en los muestreos se encontraron ocho especies de peces, de las cuales sólo tres son nativas y las otras cinco son exóticas, siendo *Pseudoxiphophorus bimaculatus* la especie dominante, y *Ameca splendens* y *Xiphophorus maculatus* las especies con la menor abundancia. Las trampas tipo nasa y el chinchorro presentaron una composición íctica similar en los sitios, mientras que la electropesca presentó una mayor homogeneidad en la captura entre sitios y un arreglo de la comunidad diferente, siendo más eficiente para la recolecta de *Zoogoneticus purepechus*. Sin embargo, independientemente del arte de pesca empleado, el río Teuchitlán presenta un fuerte impacto de antropización que está ocasionando la pérdida de las características propias del río, como son alteraciones en el flujo, incremento en la linealidad y estancamiento del agua, lo que ha ocasionado una homogenización de hábitats y por ello una pérdida en el número de especies.

Introducción

México es un país con una alta diversidad biológica y centro de origen de varios grupos de organismos (Domínguez-Domínguez, 2008 y Espinosa-Pérez, 2014). Para la ictiofauna no podía ser la excepción, ya que cuenta con un número importante de ríos, manantiales y lagos, lo que ha permitido la diversificación y alta riqueza de los peces de agua dulce (Domínguez-Domínguez *et al.*, 2006). La mayoría de estos cuerpos de agua se encuentran en la zona Centro de México (De la Vega-Salazar, 2003). Esta zona cuenta con una diversidad íctica de aproximadamente 100 especies nativas, siendo el 70% endémicas de la región (Miller *et al.*, 2009).

Por otro lado, la región del centro de México también se ha caracterizado por presentar una alta presión antropogénica, la cual viene desde el periodo precolombino (Domínguez-Domínguez *et al.*, 2007a; Corona-Santiago *et al.*, 2014). La destrucción de hábitat, el cambio en el uso de suelo, la contaminación de los cuerpos de agua, la fragmentación, la explotación y canalización de los mismos, así como la introducción de especies exóticas ha puesto en riesgo la diversidad y función de los cuerpos de agua, por lo que la conservación de los peces de agua dulce y sus hábitats debe ser un tema prioritario para México (Lyons *et al.*, 1998; 2000; Domínguez-Domínguez *et al.*, 2005; 2007a; b).

En el caso particular de la cuenca del río Ameca, ubicada en el centro de México, la diversidad íctica es de gran importancia, ya que se reportan al menos cuatro especies endémicas (Miller y Smit, 1986), entre ellas *Zoogoneticus tequilina*, *Notropis amecae*, *Skiffia francesae* y *Ameca splendens*. Sin embargo, mucha de la ictiofauna nativa se ha reducido e incluso desaparecido debido a las actividades humanas (De la Vega-Salazar *et al.*, 2003; Domínguez-Domínguez *et al.*, 2008). Por lo que es necesario evaluar el efecto antrópico sobre las comunidades de peces dulceacuícolas en esta región del país, catalogada como una de las más diversas (Groombridge y Jenkins, 1998). La pérdida de la biodiversidad y el efecto que esto acarrea en los sistemas naturales es uno de los grandes desafíos a resolver para la conservación.

La conservación de la fauna nativa representa el mantenimiento del patrimonio natural del país, siendo uno de los elementos de la calidad biológica, cuyo estudio es requerido con el fin de proponer una estrategia de conservación de los cuerpos de agua. En México, la ictiofauna ha sido utilizada para la vigilancia de la calidad de las aguas de forma habitual y se han desarrollado procedimientos estandarizados para el muestreo

y su análisis (Índice de Integridad Biótica -IBI-, Lyons *et al.*, 1998; Ramírez-Herrejón *et al.*, 2012). Dentro del IBI las comunidades de peces se catalogan en diferentes niveles tróficos: omnívoro, insectívoro, herbívoros, piscívoro y se sitúan en los niveles próximos al vértice de la pirámide trófica. De este modo la composición y estructura de la comunidad integran la información de los niveles tróficos inferiores (especialmente de algas e invertebrados), y reflejan el estado de calidad de todo el ecosistema acuático.

Como indicadores, los peces tienen características propias que les diferencian de otros elementos biológicos (fitobentos, plancton, macroinvertebrados, macrófitas) y les hacen complementarios ineludibles. Su mayor longevidad permite a los peces ser indicadores de afectaciones e impactos históricos a las masas de aguas cuyas causas ya han desaparecido. Además, su mayor tamaño y movilidad les permite jugar un papel preponderante en los ecosistemas, al influir en el flujo de energía y transporte de sustancias y elementos.

La composición de la comunidad de peces propia de cada ecosistema acuático es el resultado de la selección sobre un número potencial de especies que derivan de la acción de diversos factores ambientales, biogeográfico y evolutivos (Odum, 1980). Sin embargo, debido a que todos los métodos de captura tienen sus limitaciones, resulta necesario elegir el modelo y diseño óptimo en función de las especies a capturar y el tipo de río, con el fin de optimizar el esfuerzo. El objetivo de este capítulo es comparar las comunidades de peces del río Teuchitlán bajo diferentes artes de pesca.

Métodos

Descripción del área de estudio

El municipio de Teuchitlán se ubica en el centro del estado de Jalisco, entre los 20°33'50" y 20°47'40" de latitud norte y de los 103°47'30" a los 103°51'20" longitud oeste, la altitud promedio es de 1,300 msnm (figura 1).

Se realizaron muestreos en cinco sitios a lo largo del cuerpo de agua, los cuales fueron definidos con la finalidad de representar las diferencias ambientales a lo largo del río (tabla 1, figura 2). La recolecta de peces se realizó empleando tres tipos de muestreo 1) red de arrastre tipo chinchorro de 4.43 m de largo, con una altura de

2.29 m y luz de malla de 1.35 mm, en un muestreo mensual a lo largo de un año; 2) electropesca durante un periodo de 30 minutos, y 3) trampas tipo nasas, siendo colocadas cinco trampas en cada sitio por tres horas. Se emplearon estos tres métodos con la finalidad de encontrar todas las especies de peces presentes, inclusive aquéllas de difícil captura. Todos los peces fueron medidos, pesados y liberados.

Tabla 1. Coordenadas geográficas de los sitios de colecta.

	Sitios	Coordenadas geográficas	
		Latitud	Longitud
Zona de manantiales	1. Manantial El Rincón	20° 41.380' N	103° 50.497' O
	2. Abrevadero	20° 41.398' N	103° 50.514' O
Río	3. Meandro	20° 41.307' N	103° 50.547' O
	4. Puente del balneario	20° 41.111' N	103° 50.581' O
Porción final del río	5. Desembocadura presa la Vega	20° 40.848' N	103° 50.637' O

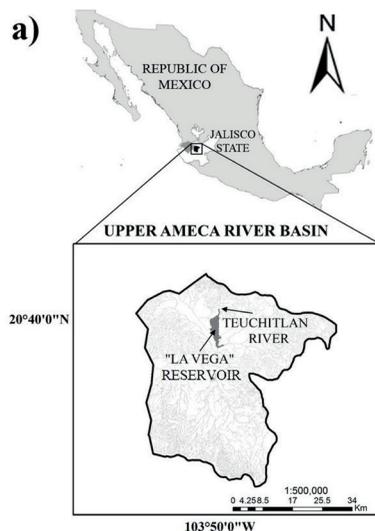


Figura 1. Ubicación geográfica del Río Teuchitlán, (Datos no publicados, Mar-Silva, 2016)

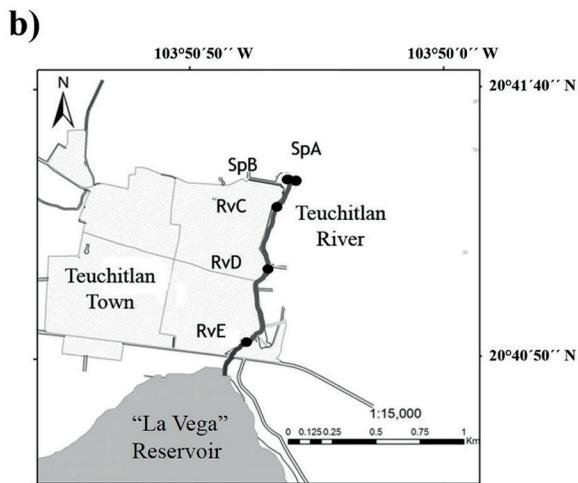


Figura 2. Ubicación de los sitios de muestreo en el cuerpo de agua (Datos no publicados Mar-Silva, 2016).

En el presente trabajo se determinaron algunos atributos de la comunidad de peces del río Teuchitlán y su manantial, tomando en cuenta su riqueza específica, diversidad (*e.g.* Simpson, 1949; Shannon, 1949), los índices de similitud (*e.g.* Jaccard, 1996; Chao, 1984), equitatividad, dominancia y abundancia relativa.

Los índices de diversidad se obtuvieron empleando el programa EstimateS v. 9.1.0 y Past v. 3.14 (Hammer *et al.*, 2001), se construyeron dendrogramas de similitud, con el coeficiente de similitud de Jaccard empleando el programa mvsp v. 3.2, las curvas de acumulación de especies se realizaron con los datos obtenidos con el programa EstimateS v. 9.1.0 (Colwell *et al.*, 2004).

Se realizaron ANOVAS para comparar la abundancia de las diferentes especies colectadas por el arte de pesca. La variable dependiente fue la abundancia que tuvo una distribución *poisson* y se normalizó por medio del logaritmo base 10. Las variables independientes fueron la especie de pez, el arte de pesca y la interacción entre ellas.

Resultados

Se contabilizaron 1,623 peces con las trampas tipo nasa, 315 con el chinchorro y 225 con la electropesca, pertenecientes a 8 especies que representan a 2 órdenes, 3 familias y 7 géneros. El orden Cyprinodontiformes fue el mejor representado con 2 familias, Poeciliidae con 3 géneros y Goodeidae con 3 géneros (tabla 2). Sin embargo, la proporción de especies exóticas es alta y representa el 62.5% de las especies.

Tabla 2. Composición taxonómica, origen y categoría de conservación de la comunidad íctica del Río Teuchitlán.

Familia	Especie	Método de colecta			Origen	Categoría de Conservación
		Naza	Chinchorro	Electropesca		
Cichlidae	<i>Oreochromis sp.</i>			x	Exótica	No presenta
Goodeidae	<i>Ameca splendens</i>		x	x	Nativa	Peligro de extinción
	<i>Goodea atripinnis</i>	x	x	x	Nativa	Preocupación menor
	<i>Zoogoneticus purhepechus</i>	x	x	x	Nativa	Peligro de extinción
Poeciliidae	<i>Poecilia sphenops</i>	x	x	x	Exótica	No presenta
	<i>Pseudoxhiphorus bimaculatus</i>	x	x	x	Exótica	No presenta
	<i>Xiphophorus helleri</i>	x	x	x	Exótica	No presenta
	<i>Xiphophorus maculatus</i>	x	x		Exótica	No presenta

Las curvas de acumulación y rarefacción de especies con los tres artes de pesca, nasas, chinchorro y electropesca, alcanzan la asíntota, esto nos demuestran que el esfuerzo de muestreo fue suficiente (figura 3).

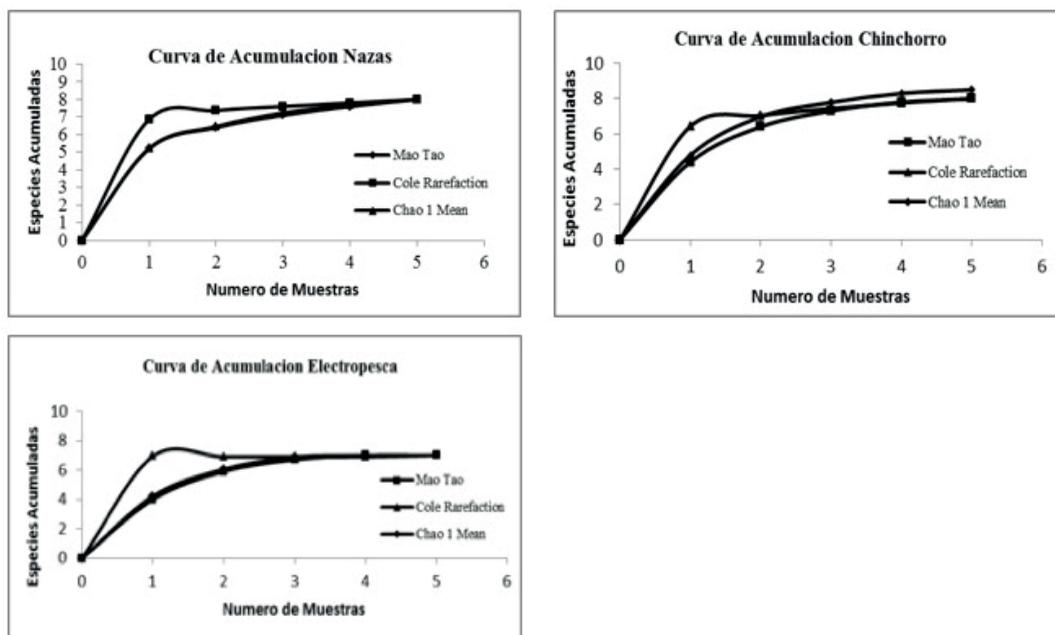


Figura 3. Curvas de acumulación de especies para cada una de las artes de pesca.

Se obtuvieron diferencias significativas en las abundancias entre los tipos de arte de pesca ($F_{2,1723}=17.65$ $p=0.01$) y especie ($F_{7,1720}=32.65$ $p=0.001$) (figura 4). Por lo que la abundancia por unidad de esfuerzo depende de la técnica de colecta y de la especie a colectar. En el caso de las nasas, la abundancia de especies estuvo dominada por *P. bimaculatus* con el 84.78%, siendo *Ameca splendens* la especie con la menor abundancia 0.06% (con un individuo contabilizado). Utilizando el chinchorro como método de colecta la abundancia de especies también estuvo dominada por *P. bimaculatus* con un 54.60% (con 172 individuos), *X. maculatus* fue la especie con la menor abundancia 0.32% (con un individuo) y *Z. purhepechus* con 0.63% (con dos individuos). La

abundancia de especies utilizando la electropesca como método de colecta estuvo dominada por *P. bimaculatus* con 27.56% (con 62 individuos), con este método no se registró ningún individuo de *Xiphophorus maculatus*, la menor abundancia la presentó *A. splendens* y *Oreochromis* sp. con un 7.11% y 7.56% (con 16 y 17 individuos respectivamente) y no se colectaron *X. maculatus*.

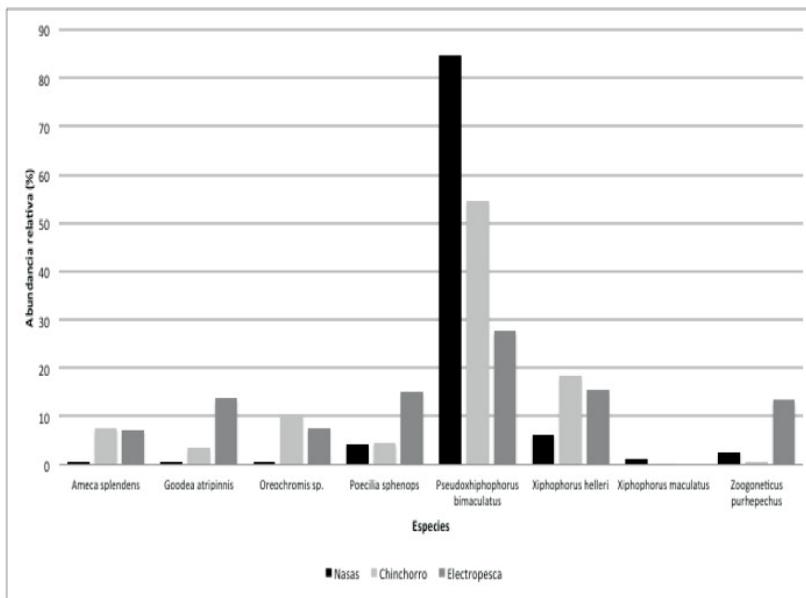


Figura 4. Abundancias relativas en porcentajes obtenidas para cada técnica de colecta.

Tabla 3. Índices de dominancia, Simpson, Shannon y números efectivos obtenidos cada arte de pesca.

Índices	Nasas	Chinchorro	Electropesca
Dominance D	0.73	0.35	0.17
Simpson 1-D	0.27	0.65	0.83
Shannon H	0.65	1.38	1.86

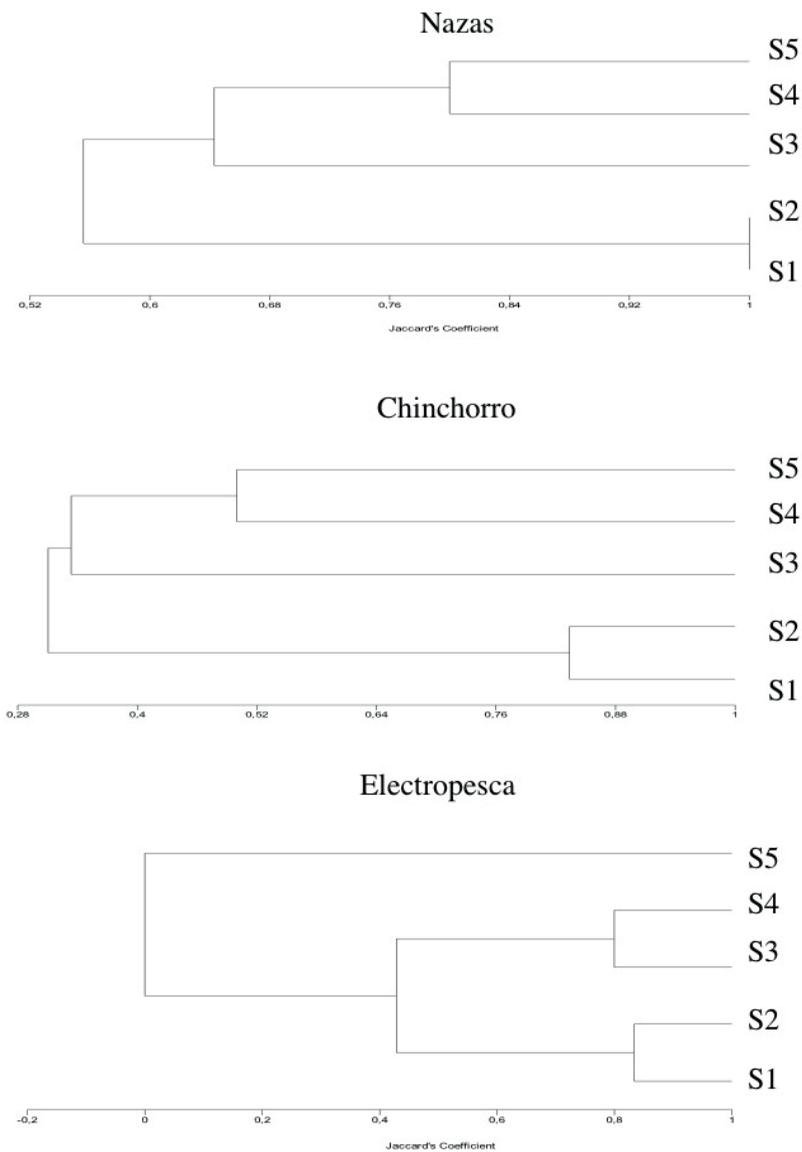


Figura 5. Dendrogramas de similitud empleando el índice de Jaccard por sitio para cada una de las técnicas de muestreo.

El índice de Simpson nos indica que la equitatividad de especies incrementó cuando se utilizaron como método de muestreo la electropesca y el chinchorro, ésta disminuyó cuando se utilizaron las nasas. La dominancia es alta cuando se utilizaron las nasas y baja cuando se utilizó la electropesca y el chinchorro, en la comunidad existe una especie claramente dominante, *P. bimaculatus*, mientras que las especies restantes presentan bajas abundancias. El índice de Shannon refleja la heterogeneidad de la comunidad con base en el número de especies presentes y a su abundancia relativa, lo que nos indica que la riqueza y diversidad es baja (tabla 3).

En cuanto al recambio de especies por sitio y por método de colecta, se presentaron diferencias en las similitudes específicas (figura 5). Con las nasas los sitios S1 y S2 presentan 1 como coeficiente de similitud, ya que comparten el total de sus especies (N=5 especies). Los sitios S4 y S5 presentan 0,8 como coeficiente de similitud, comparten 4 especies. En el caso del chinchorro los sitios S1 y S2 presentan 0,8 como coeficiente de similitud ya que comparten 5 especies. Los sitios S4 y S5 presentan 0,5 como coeficiente de similitud, comparten 2 especies. El sitio S3 tiene un valor de 0,3 de similitud, comparten una especie. Mientras que el arreglo que más difirió fue el de la electropesca donde los sitios S1 y S2 presentan 0,8 como coeficiente de similitud, comparten 5 especies. Los sitios S4 y S5 presentan 0,8 como coeficiente de similitud, comparten 4 especies.

Discusión

Con base en los muestreos, se encontraron ocho especies de peces, de los cuales tres son nativas y cinco son introducidas. La mayor abundancia, independientemente del arte de pesca empleado la obtuvo la especie exótica *P. bimaculatus*, esta mayor abundancia demuestra el grado de establecimiento que tiene la especie dentro del cuerpo de agua. Mientras que las especies que presenta la menor abundancia son nativas del lugar. Respecto a los índices de dominancia el mejor método de colecta es la electropesca, ya que por medio de este método se encontró mayor diversidad y equitatividad de especies. Con el arte de pesca “nasas” la especie dominante afectaron algunos análisis.

Las especies nativas del Río Teuchitlán, *A. splendens*, *G. atripinnis* y *Z. purhepechus* presentaron bajas abundancias con los tres métodos de colecta, lo cual brinda un panorama de su crítico estado en este cuerpo de agua. La destrucción de hábitat, el

cambio en el uso de suelo, la contaminación de los cuerpos de agua, la explotación y canalización de los mismos, así como, la introducción de especies exóticas ha conducido a que las poblaciones de estas especies nativas se mantengan en declive, poniendo en serio riesgo la diversidad y función de los cuerpos de agua. En su conjunto es necesario evaluar el efecto antrópico sobre las comunidades de peces dulceacuícolas en esta región del país, catalogada como una de las más diversas. La pérdida de la biodiversidad y el efecto que esto acarrea en los sistemas naturales es uno de los grandes desafíos a resolver para la conservación moderna. Donde la conservación de la ictiofauna nativa representa el mantenimiento del patrimonio natural, y a la vez garantiza un buen funcionamiento de los sistemas acuáticos.

La manera de generar información de la presencia o ausencia de especies de peces en cualquier cuerpo de agua, por grande o pequeño que éste sea, es colectando ejemplares de cada una de las especies presentes. Las consideraciones que se deben tener presentes antes de seleccionar un arte de pesca son: 1) Los objetivos del muestreo; de manera general existen tres objetivos principales: a) caracterizar la estructura, composición y distribución espacial y temporal de la ictiofauna (densidad y abundancia relativa); b) colecta de organismos vivos o muertos para estudios de biología o ecología básica, y c) estudios taxonómicos. 2) El tipo y dimensiones del hábitat; si es un río, presa, un estuario, un lago o laguna costera. 3) Preferencia de los ejemplares en la columna de agua, si permanece muy cerca del fondo, cerca de la superficie, entre la vegetación acuática o entre las rocas. 4) Las tallas de ejemplares que se quieran colectar.

La pesca eléctrica puede resultar una técnica muy eficiente en ríos vadeables con una conductividad de entre 50 y 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Smith-Root, 1995). En zonas profundas o poco accesibles su rendimiento disminuye, al igual que en aguas poco conductoras (por ejemplo, zonas de alta montaña) o con alta salinidad (estuarios). El tamaño del pez también influye, de manera que a mayor tamaño, mayor sensibilidad a la corriente eléctrica. Los juveniles o especies que no superan los 5 cm son difícilmente capturables (o con baja eficiencia) aunque es posible modificar el equipo, como usar un ánodo (aro) de menor diámetro, con el fin de concentrar la diferencia de potencial a su alrededor y facilitar su captura. La pesca eléctrica también es más eficiente con temperaturas de agua más elevadas, especialmente a partir de 15 °C (Randall, 1990).

Por otro lado, en ríos poco profundos, las trampas tipo nasas y los chinchorros han demostrado ser más eficientes y capturar un mayor rango de tallas y especies (Hubbert *et al.*, 1996, Clavero *et al.*, 2006), aunque el chinchorro disminuye su eficiencia

si el fondo es rocoso o pedregoso. Estas redes permiten la entrada de los peces pero no su salida. Suelen usarse en profundidades inferiores a 3 m. Son propias de orilla y de fondo. En este caso, el chinchorro y las trampas nasas dieron similitudes en la comunidad muy parecidas, mientras que la electropesca produjo arreglos en la comunidad diferentes, esto dado a los hábitos de vida de algunas especies que fueron capturadas con mayor eficiencia por la electropesca, como fue el caso de *Zoogoneticus purhepechus*.

Agradecimientos

Este capítulo fue realizado gracias al financiamiento proporcionado por la RED TEMÁTICA: BIOLOGÍA, MANEJO Y CONSERVACIÓN DE LA FAUNA NATIVA EN AMBIENTES ANTROPIZADOS (REFAMA CONACYT). Además forma parte del proyecto de CONABIO Reintroducción de *Zoogoneticus tequila* en los manantiales de Teuchitlán, Jalisco, ODD -CHESTER ZOO Conservation and reintroduction of goodeids, ODD- The Mohamed bin Zayed Reintroduction of the extinct species *Zoogoneticus tequila* (Cyprinodontiformes: Goodeidae) to its natural habitat.

Literatura citada

- Corona-Santiago, D. K., Doadrio, I. y Domínguez-Domínguez, O. (2015). Evolutionary History of the Live-Bearing Endemic *Allotoca diazi* Species Complex (Actinopterygii, Goodeinae): Evidence of Founder Effect Events in the Mexican Pre-Hispanic Period. *PloS one*, 10, e0124138.
- Clavero M., Blanco-Garrido, F. y Prenda, J. (2006). Monitoring small fish populations in stremas: A comparison of four passive methods. *Fisheries Research*, 78, 243-251.
- Colwell, R. K., Maoy, C. X. Chang, J. (2004). Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology*, 85, 2717-2727.
- Couvet, D. (2002). Deleterious effects of restricted gene flow in fragmented populations. *Conservation Biology*, 16, 369-376.
- Dibattista, J. D. (2008). Patterns of genetic variation in anthropogenically impacted populations. *Conservation Genetics*, 9, 141-156.
- Domínguez-Domínguez, O., Mercado-Silva, N., Lyons, J. y Grier, H. J. (2005). "Good-eid fi shes photos". En Uribe-Aranzabal, M. C. y Grier, H. (Eds.), *Proceedings of the II International Symposium on Livebearing Fishes*. New Life, Homestead, Florida.
- Domínguez-Domínguez, O., Doadrio, I. y Pérez-Ponce de León, G. (2006). Historical biogeography of some river basins in central Mexico evidenced by their goodeine freshwater fishes: a preliminary hypothesis using secondary Brooks parsimony analysis. *Journal of Biogeography*, 33, 1437-1447.
- Domínguez-Domínguez, O., Boto, L., Alda, F., Pérez-Ponce de León, Gerardo y Doadrio, I. (2007). Human impacts on drainages of the Mesa Central, Mexico, and its genetic effects on an endangered fish, *Zoogoneticus quitzeoensis*. *Conservation Biology*, 21, 168-180.
- Domínguez-Domínguez, O., Zambrano, L., Escalera-Vázquez, L. H., Pérezrodríguez, R., Pérez-Ponce de León, G. (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. (2014). Biodiversidad de peces en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad, Supl.*, 85, S450-S459.

- Ewers, R. M. y Didham, R. K. (2006). Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*, 81, 117-142.
- Frankham, R. (1998). Inbreeding and extinction: island populations. *Conservation Biology*, 12, 665-675.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 34, 487-515.
- Groombridge, B. y Jenkins, M. (1998). *Freshwater biodiversity: a preliminary global assessment*. World Conservation Press, Cambridge, United Kingdom.
- Hammer, Ø., Harper, Ryan, D. A. T. y Past, P. D. (2001). Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1), 9 pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Hubert W.A. (1996). Passive capture techniques. En B. R. Murphy y D. W. Willis (Eds.), *Fisheries techniques* (pp. 157-182). Bethesda: American Fisheries Society.
- Johansson, M., Primmery, C. R. y Merila, J. (2007). Does habitat fragmentation reduce fitness and adaptability? A case study of the common frog (*Rana temporaria*). *Molecular Ecology*, 16, 2693-2700.
- Klein Breteler, J. G. P., Raat, A. J. P. y Grimm, M. P. (1990). Efficiency and selectivity in fishing with Electricity. En Cowx, I. G. (Ed.), *Developments in electric fishing* (pp. 219-228). Oxford: Fishing News Books.
- Krebs, C. J. (1998). *Ecological methodology*. Menlo Park: Addison Wesley Longman Inc.
- Lawler, J. J., Aukema, J. E., Grant, J. B., Halpern, B. S., Kareiva, P., Nelson, C. R., Ohleth, K. et al. (2006). Conservation science: a 20-year report card. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4, 473-480.
- Lyons, J., González-Hernández, G., Soto-Galera, E. y Guzmán-Arroyo, M. (1998). Decline of freshwater fishes and fi in selected drainages of west-central México. Fisheries Management, *American Fisheries Society*, 23, 10-18.
- Lyons, J., Gutiérrez-Hernández, A., Díaz-Pardo, E., Soto-Galera, E., Medina-Nava, M. y Pineda-López, R. (2000). Development of a preliminary index of biotic integrity on fish assemblages to assess ecosystem condition lakes of central Mexico. *Hydrobiologia*, 418, 57-72.
- Mar Silva, L. M. (2016). *Evaluación del complejo de manantiales y río Teuchitlán, Jalisco-México, Usando integridad biótica*. México: Tesis de Licenciatura, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Facultad de Biología.

- Miller R. R. y Smith, L. M. (1986). Origin and geography of the fishes of central Mexico. En Hocutt, C. R. y Wiley, E. O. (Eds.), *Zoogeography of North American Freshwater Fishes* (pp. 487-517). Nueva York: John Wiley & Sons.
- M., R. E. y Blair, P. D. (2009). *Input-output analysis: foundations and extensions*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Moncayo, E. R. (1996). *Estructura y función de la comunidad de peces de la laguna de Zacapu, Michoacán*. La Paz, Baja California, México: Tesis de maestría. Centro interdisciplinario de ciencias marinas. Instituto Politécnico Nacional.
- Odum, E. P. (1980). *Ecología. Principios y conceptos relativos al organización a nivel de la comunidad*. 3a. ed., pp. 154-155.
- Ortega, T. H. (2014). *Métodos de colecta, identificación y análisis de comunidades biológicas: placton, perfiiton, bentos (macroinvertebrados) y necton (peces) en aguas continentales del Perú*. Perú: Universidad Nacional Mayor de San Marcos, pp. 44-47.
- Ramírez-Herrejón, J. P., Mercado-Silva, N., Medina-Nava, M. y Domínguez-Domínguez, O. (2012). Validación de dos índices biológicos de integridad (IBI) en la subcuenca del río Angulo en el centro de México. *Rev. Biol. Trop*, 60, 1669-1685.
- Randall R. G. (1990). Effect of water temperature, depth, conductivity and survey area on the catchability of juvenile Atlantic salmon by electric fishing in New Brunswick streams. En Cowx, I. G. (Ed.), *Developments in electric fishing* (pp. 19-90). Oxford: Fishing News Books..
- Reynolds, J. B. (1996). Electrofishing. En B.R. Murphy y D.W. Willis, (Eds.), *Fisheries techniques* (pp. 221-254). Bethesda, American Fisheries Society.
- Ricklefs, R. E. (1987). Community diversity: Relative roles of local and regional processes. *Science*, 235, 167-171.
- Schill, D. J., y Beland, K. F. (1995). Electrofishing injury studies: A call for population perspective. *Fisheries Research*, 20, 28-29.
- Sharber, N. G. y Carothers, S. W. (1990). Influence of electric fishing pulses shape on spinal injuries in adult rainbow trout. En Cowx, I. G. (Ed.), *Developments in electric fishing* (pp. 19-26). Oxford, Fishing News Books.
- Smith-Root (1995). Inc. Electrofishing manual. Vancouver: Smith-Root Inc.
- Snyder, D. E. (1995). Impacts of electrofishings on fish". *Fisheries Research*, 20, 26-27.
- Spielman, D., Brook, B. W. y Frankham, R. (2004). Most species are not driven to extinction before genetic factors impact them. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101, 15261-15264.

- Steinmetz, B. (1990). Electric fishing: Some remarks on its use. En Cowx, I. G. (Ed.), *Developments in electric fishing* (pp. 1-4). Oxford. Fishing News Books.
- Vega-Salazar, D. Y. de la (2003). Estado de conservación de los peces de la familia Goodeidae (Cyprinodontiformes) en la mesa central de México. *Revista de biología tropical*, 54(1), 163-177.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J. y Melillo, J. M. (1997). Human domination of earth's ecosystems. *Science*, 277, 494-499.
- Waples, R. S., Zabel, R. W., Scheuerell, M. D. y Sanderson, B. L. (2008). Evolutionary responses by native species to major anthropogenic changes to their ecosystems: Pacific salmon in the Columbia River hydropower system. *Molecular Ecology*, 17, 84-96.

