

COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS COMO BIOINDICADORES DE CALIDAD DE AGUA EN AMBIENTES URBANOS

Manuel Edday Farfán-Beltrán¹
Maya Rocha-Ortega¹
Alejandro Córdoba-Aguilar^{1*}

¹ Laboratorio de Ecología de la Conducta de Artrópodos, Departamento de Ecología Evolutiva, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México.

* Autor para correspondencia: acordoba@ecologia.unam.mx

Resumen

La urbanización es un fenómeno con consecuencias en varios de los atributos de los sistemas naturales. En el caso de los ambientes acuáticos, una consecuencia es el cambio en la calidad del agua, la cual puede ser evaluada con pruebas fisicoquímicas, bioindicadores, o ambos. Los bioindicadores son individuos -o sus restos-, procesos fisiológicos, poblaciones o comunidades que permiten conocer algún atributo de interés. Los macroinvertebrados acuáticos se consideran buenos bioindicadores de la calidad del agua debido, entre otras cosas, a que son fáciles de recolectar, tienen ciclos de vida cortos y dependen completamente del agua, por lo que están expuestos a cambios en su composición fisicoquímica. En este capítulo, describimos algunas técnicas de colecta para ambientes lénticos y lóticos así como diferentes aproximaciones para el análisis de la información. Esta contribución puede ser una referencia para quienes se interesen en el estudio de la calidad del agua en ambientes urbanos.

Introducción

La urbanización es uno de los principales motores de cambio en los ecosistemas, pues aunque actualmente se propone que lo ideal es llevar un estilo de vida en el que se equilibren las necesidades humanas con las del resto de los seres vivos (Wilson *et al.*, 2007), es innegable que el aumento de la población humana y, por lo tanto, de las áreas de nuestros asentamientos, trae consigo cambios a los sistemas que lo circundan (Villalobos-Jiménez *et al.*, 2016). En los sistemas acuáticos se generan problemas tales como la modificación del régimen de captura de agua debido a la alteración del suelo (Booth y Jackson, 1997), la reducción de la cubierta vegetal, la introducción y proliferación de especies exóticas, la modificación de los patrones de captura de biomasa (Monteiro-Junior *et al.*, 2014), la formación de islas de calor y la acumulación de contaminantes (Grimm *et al.*, 2008). Se sabe que el efecto que tales cambios ejercen sobre la biota depende tanto de la magnitud de las afectaciones como de los rasgos intrínsecos de los organismos (Monteiro-Junior *et al.*, 2014). Sin embargo, la tendencia general es que la diversidad disminuya conforme aumenta la

urbanización. Este proceso ha sido probado tanto en el tiempo (ver por ejemplo Kozłowski y Bondallaz, 2013) como en el espacio (ver por ejemplo Samways y Steytler, 1996; Jeanmougin *et al.*, 2014; Monteiro-Junior *et al.*, 2014), en trabajos que principalmente contemplan la variación de las comunidades de plantas, peces e invertebrados.

La calidad del agua

Es una medida de la condición de este recurso relativa a los requerimientos de una o más especies y/o a cualquier necesidad o propósito humano (Johnson *et al.*, 1997), debido a lo cual, su interpretación práctica depende directamente del uso que se quiera hacer del recurso. En nuestro país, las Disposiciones Aplicables en Materia de Aguas Nacionales (Comisión Nacional del Agua, 2016) establecen los valores aceptados de 121 parámetros (divididos en orgánicos, inorgánicos, físicos y microbiológicos), para que la calidad del agua pueda categorizarse en cuatro tipos: fuente de abastecimiento para uso público urbano, riego agrícola, protección a la vida acuática de agua dulce y protección a la vida acuática de aguas costeras y estuarios.

El uso de bioindicadores es una alternativa al análisis fisicoquímico del agua (Roldán *et al.*, 1973; Armitage *et al.*, 1983; de la Lanza-Espino y Hernández-Pulido, 2014). Este procedimiento implica el reconocimiento de que la biota y sus interacciones reaccionan al impacto y al manejo humano, con algunos organismos respondiendo más rápido que otros (Paoletti, 1999).

Los bioindicadores

Son aquellos procesos, especies o comunidades capaces de señalar, de alguna manera, algún atributo de interés (Holt y Miller, 2010), como puede ser el nivel de contaminación en los cuerpos de agua (Cairns *et al.*, 1993). En el caso concreto de las comunidades, se espera que si ocurren cambios en su riqueza, composición, abundancia o diversidad a lo largo del tiempo, éstos puedan ser relacionados con eventos tales como disturbio o medidas de manejo (Oertli, 2008).

Dentro de los diferentes grupos biológicos, los macroinvertebrados (insectos, crustáceos, moluscos y anélidos detectables a simple vista) han sido ampliamente usados en el estudio de la calidad de agua debido a su abundancia, tolerancia a la contaminación más o menos conocida, movilidad restringida, diferentes estrategias en el ciclo

de vida, distintos hábitos alimenticios y total dependencia de las condiciones del sitio donde viven (de la Lanza-Espino y Hernández-Pulido, 2014).

Debido a que se ha reportado que la respuesta de los organismos puede ser variable en diferentes regiones, o incluso entre diferentes especies de un mismo taxón (*e.g.* Oertli, 2008; de la Lanza-Espino y Hernández-Pulido, 2014) se recomienda enfáticamente que los muestreos realizados en sitios donde no haya información previa se acompañen de información físicoquímica, de modo que se pueda “calibrar” el intervalo de tolerancia de las diferentes especies. Con esta información será posible hacer monitoreos locales a largo plazo, o incluso reconstrucciones paleoambientales (Correa-Metrio *et al.*, 2012).

Tipos de muestreo

Consecuencia de la información obtenida con los muestreos, éstos pueden dividirse en cualitativos, semicuantitativos o cuantitativos. Los primeros buscan únicamente realizar un inventario de los diferentes *taxa* presentes en el sitio a estudiar, se basan en datos de presencia/ausencia y son útiles para realizar análisis numéricos de una sola variable (ver sección análisis numérico en este mismo capítulo); los segundos ofrecen información suficiente para conocer las abundancias relativas o calcular la diversidad en las muestras, por lo que son útiles para realizar índices biológicos o análisis multivariados (Cuffney *et al.*, 1993). Los muestreos cualitativos, por otro lado, están realizados de tal modo que ofrecen información de densidad específica, expresada en número de individuos por unidad de área (o de volumen), por lo que son de especial interés si el objetivo del trabajo es realizar el monitoreo de una especie en peligro de extinción (Gray, 2013).

Técnicas de colecta

En México el uso de biondicadores aún no se ha consolidado de manera que puedan realizarse monitoreos estandarizados. De acuerdo con de la Lanza-Espino y Hernández-Pulido (2014), el único intento formal por generar un protocolo se encuentra en la NMX-AA-159-SCFI-2012. Sin embargo, esta norma contempla sólo el uso de bioindicadores para conocer el caudal necesario para mantener la vida acuática en las cuencas, por lo que el apartado metodológico que lo acompaña está dirigido a am-

bientes lóticos (Pineda *et al.*, 2014). Por tal motivo, a continuación, se describen algunos de los métodos de colecta que se sugieren para facilitar la comparación de resultados con base en los manuales de monitoreo biológico generados con respaldo gubernamental en Maine, Estados Unidos (DiFranco, 2014) para ambientes lénticos, así como métodos alternativos para trabajar en ambientes lóticos, adaptados del manual del gobierno de Nueva York (Stream Biomonitoring Unit Staff, 2012).

En ambientes lénticos

En la mayoría de los casos se usará una red manual con fondo plano, a una profundidad no mayor de un metro. Este equipo es comúnmente usado por su bajo costo, además de ser ligero y fácil de manipular, aunque su uso es conveniente sobre todo en sitios con sustrato pequeño que permita un asentamiento uniforme del borde inferior de la misma (Anderson *et al.*, 2013). Las redes más comunes tienen forma triangular, rectangular o a manera de “D”. Se recomienda una apertura de malla de 500 a 600 micras. El redeo debe hacerse lejos de los sitios donde se ha caminado, para evitar colectar en los lugares donde posiblemente los animales ya hayan escapado. Una vez que se ubica el lugar a muestrear, lo mejor será acercarse a éste lentamente, evitando remover el suelo en la medida de lo posible. La distancia sugerida a ser recorrida por la red es de un metro, para lo cual puede usarse alguna vara, cinta o cuerda como referencia. De ser posible, el movimiento deberá realizarse en menos de 3 segundos, haciendo un suave toque del sedimento al iniciar, a los 50 cm y al terminar, para incitar el movimiento de los organismos. Si la red se saturó de rocas, ramas o basura, es posible descartar el contenido y repetir el movimiento inicial. Una vez fuera del agua, los insectos deberán ser retirados y almacenados en alcohol etílico al 95% para su posterior análisis.

Si el sitio donde se ha decidido colectar tiene vegetación abundante, al grado de que se dificulte el desplazamiento de una red acuática, es posible usar una alternativa con un muestreador tipo *stonepipe*, el cual consiste de una cubeta de 20 litros a la cual se le ha retirado el fondo. Una persona debe presionar el muestreador sobre el sitio elegido, mientras otra remueve el agua que quedó dentro del recipiente por 10 segundos, de modo que los animales que estaban adheridos a la vegetación se desprendan. Adicionalmente, se deberán hacer 10 barridos desde el fondo del recipiente a la superficie con una red de acuario de 15 cm cuya apertura de malla sea de

500 a 600 micras. El material colectado en cada ocasión será examinado en busca de organismos de interés. De encontrarse, se almacenarán en alcohol etílico al 95% para su posterior análisis.

En ambientes lóticos

Para la colecta en ríos o arroyos de hasta un metro de profundidad, se sugiere el uso del *kick sampling*, el cual se basa en la remoción del sedimento con los pies por un tiempo determinado, de modo que el material suspendido sea transportado por la corriente hasta la red acuática que decida usarse. Al cumplirse el lapso establecido, se colectan manualmente los organismos capturados y se depositan en frascos con etanol al 95%. Para que esta técnica sea efectiva se requiere una velocidad de al menos 40 cm/s y que el sustrato sea de partículas finas, iguales o menores en tamaño a la grava.

Volviendo a la colecta en ríos o arroyos, sólo que ahora con una profundidad mayor a un metro, se recomienda el uso de un sistema “multiplaca”, el cual ofrece un sustrato artificial de área conocida (0.14 m^2) que los animales pueden usar como refugio. Para este tipo de muestreo se debe diseñar un dispositivo formado por tres placas de madera cortadas en forma de cuadro, con 15 cm por lado. Se deben cortar dos espaciadores cuadrados, con 2.5 cm por lado, y de 3 mm y 9 mm de alto, respectivamente. Los espaciadores se pegarán entre un par de placas, al centro del cuadrado: entre la primera y la segunda placa se colocará el espaciador de 3 mm, y entre la segunda y la tercera, el de 9 mm. Por último, se perforará el conjunto de las tres placas, con un orificio al centro del cuadrado. De este modo, se atravesarán tanto las placas como los espaciadores. A través del orificio se hará pasar un tensor de aluminio de doble ojo, el cual será fijado con ayuda de rondanas (figura 1). De esta manera, el sistema puede ser suspendido desde la parte superior con ayuda de un cable que debe ser visible desde la superficie, y a la vez, fijado a algún objeto pesado desde la parte inferior (un ladrillo, por ejemplo) que impida que la corriente lo desplace. Se sugiere que este sistema permanezca bajo el agua por cinco semanas, a un metro de la superficie, al término de las cuales debe ser retirado y desensamblado para que los organismos que se hayan guarecido en los espacios formados puedan ser colectados y almacenados en alcohol para su posterior análisis.

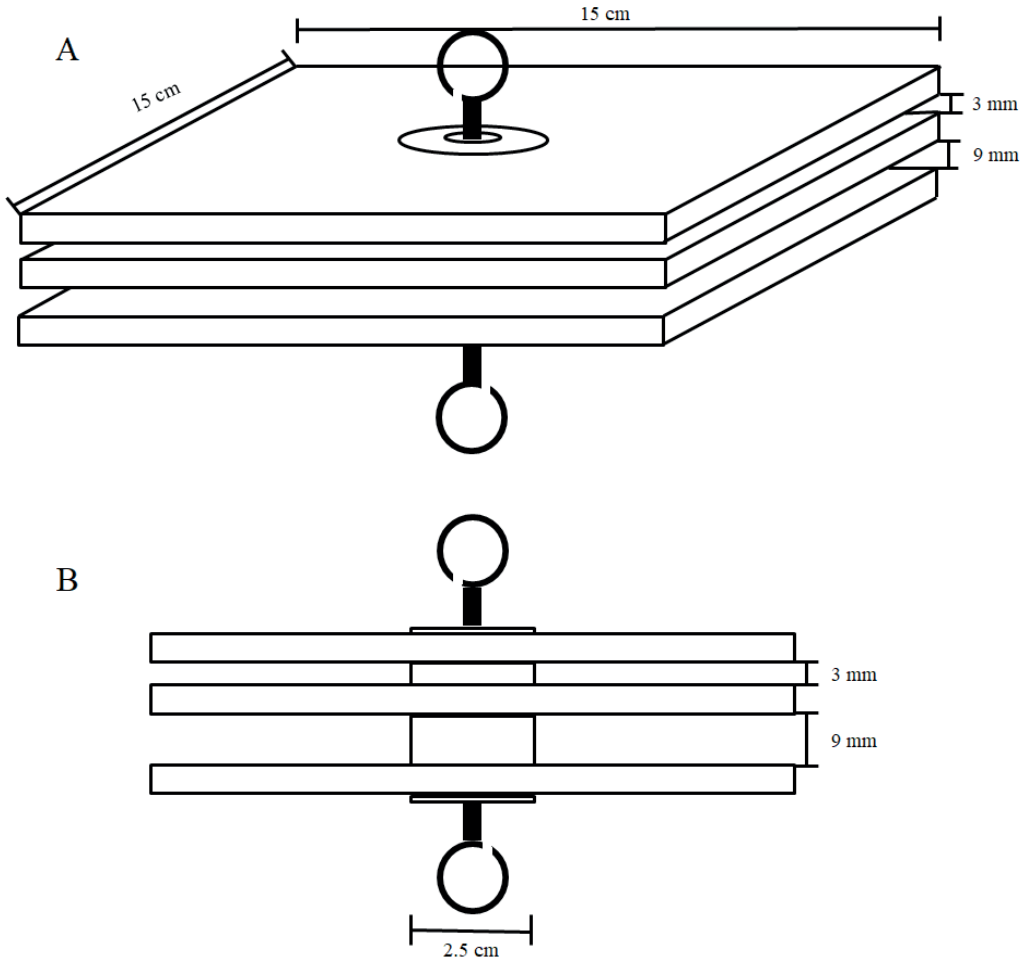


Figura 1. Sistema de colecta multiplaca, útil en ambientes lóticos de más de un metro de profundidad. A, vista angular. B, vista frontal. Basado en DiFranco (2014).

Notas adicionales

Una alternativa útil tanto en ríos como en lagos cuando se desean hacer estudios a una profundidad mayor a un metro es el uso de dragas (Stream Biomonitoring Unit Staff, 2012; Pineda *et al.*, 2014), las cuales pueden operarse desde embarcaciones o desde plataformas diseñadas para tal fin. Este material suele tener un mecanismo de cierre automático que se activa por su propio peso una vez que se hunde en el sedimento, dependiendo del cual se debe usar uno de los diferentes tipos disponibles en el mercado. Una buena recopilación junto con las especificaciones de cada modelo se encuentra en Andersen *et al.*, (2013). Los tamaños estándar son de seis o de nueve pulgadas por lado. Normalmente, con este tipo de muestreo es posible coleccionar restos de organismos que ya murieron, por lo que puede aportar un componente histórico al estudio de un lugar.

La forma más fácil de separar a los organismos de interés del material irrelevante a través de cualquier tipo de muestreo es por medio de un tamiz de 500 micras. Los animales que queden retenidos pueden ser tomados con pinzas, pinceles o directamente con la mano para depositarlos en los frascos respectivos con alcohol etílico al 95%.

Análisis numérico

Para el estudio de la urbanización son posibles dos enfoques. El primero se centra en el estudio de bioindicadores y variables ambientales a través de gradientes urbano-rurales (Buczowski y Richmond, 2012). El segundo se enfoca en gradientes que van desde sitios relativamente prístinos hasta altamente urbanos (Porter *et al.*, 2001). En dichos gradientes es posible emplear bioindicadores para establecer zonas prioritarias para la conservación (Simaika y Samways, 2009; Tchakonté *et al.*, 2015).

Existen, en general, tres formas de hacer los análisis: 1) usando sólo una variable, como la riqueza de Ephemeroptera, Trichoptera y Plecoptera (ETP) (Lenat, 1988); 2) utilizando más de una variable para formar índices, como el desarrollado por Hilsenhoff (1988) o el de Pérez-Munguía y Pineda-López (2005) y 3) análisis multivariados de ordenación. El método ETP fue diseñado para ambientes lóticos y consiste en contar el número de familias de cada uno de los órdenes, y sumar la riqueza total a lo largo del gradiente urbano empleado. Por ejemplo, si existen cinco familias de

efemerópteros, tres de plecópteros y dos de tricópteros en la comunidad, el valor ETP es de 10. Este valor debe ser comparado con una tabla que ofrezca un rango para diferentes niveles de calidad, calibrada para diferentes ambientes. En general, pocas familias de ETP señalan lugares con baja calidad. Sin embargo, este índice no contempla la tolerancia específica de los *taxa*, por lo que si hubiera un disturbio moderado y existieran especies resistentes a la nueva condición que pueda ocupar el espacio de aquellas que han desaparecido, el valor podría no cambiar, de modo que la interpretación podría ser equivocada (Prat *et al.*, 2009).

Una alternativa es el uso del índice desarrollado por Hilsenhoff (1988), que se basa en el valor de tolerancia a contaminación orgánica para diferentes familias de insectos en ambientes lóticos. El método consisten recolectar preferentemente entre 100 y 200 organismos a través de un *kick sampling*, multiplicar el número de individuos pertenecientes a cada familia por un valor de tolerancia asignado previamente (entre 0 y 10) y al final dividir por el total de individuos colectados. Mientras más cerca se estuviera de 10, más contaminada está el agua.

En México, se ha desarrollado el índice de integridad biótica basado en comunidades de macroinvertebrados acuáticos (IIBCMA, Pérez-Munguía y Pineda-López, 2005), pensado originalmente para ambientes lóticos. Este índice se obtiene de la suma del valor asignado por los autores a diferentes rangos de seis variables: 1) riqueza de la muestra; 2) número de familias EPT; 3) el promedio de los valores de tolerancia obtenidos al considerar a todas las familias, los cuales están dados en una escala del uno para muy intolerantes al 10 para muy tolerantes; 4) el número de familias con un valor de tolerancia menor a tres; 5) el número de familias con un valor de cuatro o más; y, 6) el número de familias que viven fijas al sustrato. Cuando se conoce el valor de cada variable, se contrasta con una tabla en la que se asigna un valor del uno al cuatro. El IIBCMA va de 6 a 24. Los valores bajos representan ambientes de baja calidad, mientras que los valores altos representan ambientes en buen estado.

Debido a la generalización de los índices antes mencionados es recomendado un análisis complementario como es el análisis de correspondencia canónico. Este análisis multivariado de ordenación permite evaluar la correspondencia entre la composición y abundancia relativa de los *taxa* colectados con respecto a variables ambientales estudiadas en el gradiente urbano empleado (Mangeud, 2004). De este modo es posible identificar *taxa* representativos de ambientes contaminados o en buen estado, lo cual requiere, sin embargo, de personal capacitado para interpretar los resultados.

Comentarios finales

El presente trabajo es un esfuerzo de síntesis por parte de los autores que busca ser un material de referencia para quienes se interesen por el estudio de los macroinvertebrados acuáticos y su respuesta a los efectos de la urbanización. Si bien estamos conscientes de la falta de profundidad con la que se abordaron algunos de los métodos de análisis, confiamos en que este esfuerzo logrará familiarizar al lector con algunos de los conceptos más usados en esta área, de modo que la lectura de las fuentes originales sea más llevadera.

Agradecimientos

Al proyecto PAPIIT IN203115.

Literatura citada

- Anderson, J. T., Zilli, F. L., Montalto, L., Marchese, M. R., McKinney, M. y Park, Y. L. (2013). Sampling and processing aquatic and terrestrial invertebrates in wetlands. En Anderson, J. T. y Davis, C. A. (Eds.), *Wetland techniques* (pp. 143-195). volume 2: organisms. Países Bajos: Springer. Dordrecht.
- Armitage, P. D., Moss, D., Wricht, J. F. y Furse, M. T. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17, 333-347
- Booth, D. B. y Jackson, C. R. (1997). Urbanization of aquatic systems: Degradation thresholds, stormwater detection, and the limits of mitigation. *Journal of the American Water Resources Association*, 33, 1077-1090.
- Buczowski, G. y Richmond, D. S. (2012). The effect of urbanization on ant abundance and diversity: A temporal examination of factors affecting biodiversity. *PLoS One*, 7, 22-25.
- Cairns, J., McCormick, P. y Niederlehner, B. R. (1993). A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia*, 263, 1-44.
- Comisión Nacional del Agua (2016). *Ley Federal de Derechos, Disposiciones Aplicables en Materia de Aguas Nacionales*. Recuperado el 14 de septiembre del 2017 de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/105138/Ley_Federal_de_Derechos.pdf
- Correa-Metrio, A., Lozano-García, S., Xelhuantzi-López, S., Sosa-Nájera, S. y Metcalfe, S. E. (2012). Vegetation in western Central Mexico during the last 50 000 years:- Modern analogs and climate in the Zacapu Basin. *Journal of Quaternary Science*, 27, 509-518.
- Cuffney, T. F., Gurtz, M. E. y Meador, M. R. (1993). Methods for collecting benthic invertebrate samples as part of the National Water- Quality Assessment Program. U.S. Geological Survey. Recuperado el 7 de noviembre del 2017 de <http://relicensing.pcwa.net/documents/Library/PCWA-L%20482.PDF>
- de la Lanza-Espino, G. y Hernández-Pulido, S. (2014). Organismos acuáticos como indicadores de cambios ambientales: características, elección, interpretación, monitoreo. Ventajas y Desventajas. En González, C.A., Vallarino, A., Pérez, J. C.

- y Low, A. M. (Eds.), *Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental* (pp. 41-64). Chiapas, México: El Colegio de la Frontera Sur.
- DiFranco, J. (2014). *Protocols for Sampling Aquatic Macroinvertebrates in Freshwater Wetlands*. Maine Department of Environmental Protection. Recuperado el 16 de septiembre del 2017 de http://www.maine.gov/dep/water/monitoring/biomonitoring/materials/sop_wetland_invertebrates.pdf
- Gray, D. 2013. *Introduction to macroinvertebrate monitoring in freshwater ecosystems*. Departamento de Conservación de Nueva Zelanda. Recuperado el 7 de noviembre del 2017 de <http://www.doc.govt.nz/Documents/science-and-technical/inventory-monitoring/im-toolbox-freshwater-ecology/im-toolbox-freshwater-ecology-introduction-to-monitoring-macroinvertebrates-in-freshwater-ecosystems.pdf>
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X. y Briggs, J. M. (2008). Global change and the ecology of cities. *Science*, 319, 756-760.
- Hilsenhoff, W. (1988). Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society*, 7, 65-68.
- Holt, E. y Miller, S. (2010). Bioindicators: Using Organism to Measure Environmental impacts. *Nature Education Knowledge*, 3: 8. Recuperado el 14 de septiembre del 2017 de <https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/bioindicators-using-organisms-to-measure-environmental-impacts-16821310>
- Jeanmougin, M., Leprieur, F., Luois, G. y Clergau, P. (2014). Fine-scale urbanization affects Odonata species diversity in ponds of a megacity (París, France). *Acta Oecologica*, 59, 26-34.
- Johnson, D. L., S. Ambrose, H., Bassett, T. J., Bowen, M. L., Crummey, Isaacson, J. S., Johnson, D. N., Lamb, P., Saul, M. y Winter-Nelson, A. E. (1997). Meanings of Environmental Terms. *Journal of Environment Quality*, 26, 581-589.
- Kozłowski, G. y Bondallaz, L. (2013). Urban aquatic ecosystems: Habitat loss and depletion of native macrophyte diversity during the 20th century in four Swiss cities. *Urban Ecosystems*, 16, 543-551.
- Lenat, D. R. (1988). Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 7, 222-233.
- Mangeaud, A. (2004). La aplicación de Técnicas de Ordenación Multivariadas en la Entomología. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 63, 1-10.

- Monteiro-Junior, C. D., Juen, L. y Hamada, N. (2014). Analysis of urban impacts on aquatic habitats in the central Amazon basin: Adult odonates as bioindicators of environmental quality. *Ecological Indicators*, 48, 303-311.
- Oertli, B. (2008). The use of dragonflies in the assessment and monitoring of aquatic habitats. En Córdoba-Aguilar, A. (Ed.), *Dragonflies and Damselflies: Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research* (pp. 79-96). Oxford: Oxford University Press.
- Paoletti, M. G. (1999). Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74, 1-18.
- Pérez-Munguía, R. M. y Pineda-López, R. (2005). Diseño de un índice de integridad biótica, para ríos y arroyos del centro de México, usando las asociaciones de macroinvertebrados. *Entomología Mexicana*, 4, 241-245.
- Pineda, R., Pérez-Munguía, R. M., Mathuriau, C., Villalobos, J. L., Álvarez, R. B., Bernal, T. y Barba, E. (2017). *Protocolo de muestreo de macroinvertebrados en aguas continentales para la aplicación de la Norma de Caudal Ecológico (NMX-AA-159-SCFI-2012)*. Programa Nacional de Reservas de Agua. Recuperado el 16 de septiembre del 2017 de <http://www.ibiologia.unam.mx/aguas/2PHFT2F2CtnF.pdf>
- Porter, E. E., Forschner, B. R. y Blair R. B. (2001). Woody vegetation and canopy fragmentation along a forest-to-urban gradient. *Urban Ecosystems*, 5, 131-151.
- Prat, N., Ríos, B., Acosta, R. y Rieradevall, M. (2009). Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En Domínguez, E. y H. Fernández (Eds.), *Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos: Sistemática y biología* (pp. 631-657). Tucuman, Argentina: Fundación Miguel Lillo.
- Roldán, G., Builes, J., Trujillo, C. M. y Suárez, A. (1973). Efectos de la contaminación industrial y doméstica sobre la fauna béntica del río Medellín. *Actualidades Biológicas*, 2, 54-64.
- Samways, M. J. y Steytler, N. S. (1996). Dragonfly (Odonata) distribution patterns in urban and forest landscapes, and recommendations for riparian management. *Biological Conservation*, 78, 279-288.
- Simaika, J. P. y Samways, M. J. (2009). An easy-to-use index of ecological integrity for prioritizing freshwater sites and for assessing habitat quality. *Biodiversity and Conservation*, 18, 1171-1185.
- Stream Biomonitoring Unit Staff (2012). *Biological Monitoring of Surface Waters in New York State*. New York State Department of Environmental Conservation.

Recuperado el 16 de septiembre del 2017 de http://www.dec.ny.gov/docs/water_pdf/sbusop12.pdf

- Tchakonté, S., Ajeegah, G. A., Camara, A. I., Diomandé, D., Nyamsi Tchatcho, N. L. y Ngassam, P. (2015). Impact of urbanization on aquatic insect assemblages in the coastal zone of Cameroon: the use of biotraits and indicator taxa to assess environmental pollution. *Hydrobiologia*, 755, 123-144.
- Villalobos-Jiménez, G., Dunn, A. M. y Hassall, C. (2016). Dragonflies and damselflies (Odonata) in urban ecosystems: A review. *European Journal of Entomology*, 113, 217-232.
- Wilson, K. A., Underwood, E. C., Morrison, S. A., Klausmeyer, K. R., Murdoch, W. W., Reyers, B., Wardell-Johnson G., Marquet, P. A., Rundel, P. W., McBride, M. F., Pressey, R. L., Bode, M., Hoekstra, J. M., Andelman, S., Looker, M., Rondinini, C., Kareiva, P., Shaw, M. R. y Possingham, H. P. (2007). Conserving biodiversity efficiently: What to do, where, and when. *PLoS Biology*, 5, 1850-1861.

