

Evaluación de la calidad ecológica de los ríos en Puerto Rico: principales amenazas y herramientas de evaluación

Ecological evaluation of streams in Puerto Rico: major threats and evaluation tools

Pablo E. Gutiérrez-Fonseca¹ y Alonso Ramírez²¹Departamento de Biología, Universidad de Puerto Rico, San Juan, 00919. Puerto Rico²Departamento de Ciencias Ambientales, Universidad de Puerto Rico, San Juan, P.O. Box 190341, 00919. Puerto Rico
e-mail: aramirez@ramirezlab.net**Recibido:** 25 de mayo de 2015.**Aceptado:** 19 de enero de 2016.Gutiérrez-Fonseca P. E. y A. Ramírez. 2016. Evaluación de la calidad ecológica de los ríos en Puerto Rico: principales amenazas y herramientas de evaluación. *Hidrobiológica* 26 (3): 433-441.

RESUMEN

Antecedentes. Los ecosistemas de río reflejan los impactos que los seres humanos tienen sobre el ambiente. Entender las amenazas a los que están expuestos estos ecosistemas y tener herramientas para evaluar estos impactos es esencial para la conservación y el manejo de los ecosistemas acuáticos. Puerto Rico es una isla oceánica con alta presencia humana y altas presiones de uso sobre sus recursos de agua dulce que resultan en impactos sobre los cuerpos de agua. Los insectos acuáticos responden claramente a la contaminación y son buenos indicadores de los impactos antropogénicos en ríos. **Objetivos.** Describir las principales amenazas a la condición ecológica de los ríos en Puerto Rico y proponer dos índices ecológicos basados en macroinvertebrados que permite la evaluación de la condición de los ríos en la isla. **Métodos.** Se propone una metodología estándar de muestreo para el uso adecuado de los índices Biological Monitoring Working Party (BMWP) e Índice Biótico de Familias (IBF) modificados para Puerto Rico. **Resultados.** Las mayores amenazas sobre los ecosistemas acuáticos de Puerto Rico están asociadas a la urbanización, la extracción de agua, y descargas de aguas residuales no tratadas. Para la elaboración de los índices, se le asignó un valor de tolerancia a cada uno de los 87 grupos taxonómicos de macroinvertebrados acuáticos reportados para Puerto Rico. Basados en muestreos, se desarrollaron escalas de impacto para el BMWP-PR y el IBF-PR. Además, se desarrolló una metodología estandarizada para evitar sesgos de muestreo. **Conclusiones.** El estado de conservación de los ríos en Puerto Rico es relativamente bueno comparado con otras regiones tropicales. Los índices propuestos (BMWP-PR, IBF-PR) representan las primeras herramientas desarrolladas para la isla con el objetivo de evaluar la condición ecológica de los ríos. Los índices se proponen como un punto de partida, futuros esfuerzos deben contemplar la elaboración de herramientas adicionales.

Palabras clave: Biological Monitoring Working Party, biomonitoreo acuático, conservación, ecología de ríos, Índice Biótico de Familias.

ABSTRACT

Background. Stream ecosystems reflect human impacts on the environment. An understanding of the threats affecting these ecosystems and the development of tools to assess them is key for the conservation and management of aquatic ecosystems. Puerto Rico is an oceanic island with dense human presence and strong pressures over freshwater resources that result in the degradation of water bodies. Aquatic macroinvertebrates respond to pollution and are good indicators of anthropogenic impacts on streams. **Goals.** To describe major threats to the ecological condition of streams in Puerto Rico and introduce two biomonitoring indices based on macroinvertebrates that allow for the assessment of stream condition on the island. **Methods.** We proposed a standardized methodology for the use of the Biological Monitoring Working Party (BMWP) and Family Biotic Index (FBI) modified for Puerto Rico. **Results.** Major threats to aquatic ecosystems in Puerto Rico are associated with urbanization, water extraction, and untreated water discharges. For the elaboration of the indices, a tolerance value was assigned to each of the 87 taxonomic groups reported for Puerto Rico. Based on stream sampling, impact scales were developed for the BMWP-PR and FBI-PR. In addition, a standardized methodology is proposed to avoid sampling biases. **Conclusions.** The conservation status of rivers in Puerto Rico is relatively good compared with other tropical regions. The indices proposed (BMWP-PR, FBI-PR) are the first developed for the island with the goal of evaluating the ecological condition of streams. The indices are proposed as a starting point, future efforts should focus on the development of additional tools.

Key words: Aquatic biomonitoring, Biological Monitoring Working Party, conservation, Family Biotic Index, stream ecology.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas de río son componentes integradores de los paisajes. Dentro de una cuenca hidrográfica, el movimiento de la escorrentía de lluvia, acarrea solutos y partículas hacia los ríos, además determina la cantidad de agua y de sedimentos que entran a los cuerpos de agua y define en gran medida la geomorfología y fisicoquímica de estos ecosistemas (Allan & Castillo, 2007). En combinación, estas características definen el ambiente acuático y son en parte responsables de la alta biodiversidad que se encuentra en ellos. Se estima que cerca de un 0.8% de la superficie de la tierra está cubierta por ecosistemas de agua dulce, y en ella se pueden encontrar alrededor de un 6% de todas las especies descritas (Dudgeon *et al.*, 2006). La estrecha relación entre la flora y fauna acuática y sus ambientes los convierte también en indicadores; perturbaciones en las cuencas o en el río resultan en cambios en la composición y estructura de las comunidades acuáticas.

Entender cómo las actividades antropogénicas afectan las condiciones de los ecosistemas de río y a la biota acuática facilita no sólo evaluar los impactos, sino también ayuda en el manejo y la conservación de los ríos. Numerosas actividades humanas resultan en efectos negativos sobre los ecosistemas acuáticos. Entre ellas se han identificado la modificación del flujo, degradación del hábitat, sobreexplotación, contaminación, y la introducción de especies exóticas (Dudgeon *et al.*, 2006, Ramírez *et al.*, 2008). Esos agentes de estrés pueden variar ampliamente a través de diferentes escalas (*i.e.*, entre ríos, cuencas, sistemas continentales e insulares). El uso de la fauna acuática, en especial de los macroinvertebrados, como indicadores de la condición del ecosistema, ayuda en la evaluación de los ecosistemas acuáticos. Numerosos índices y protocolos de evaluación han sido desarrollados usando macroinvertebrados acuáticos (Bonada *et al.*, 2006). En términos generales, los macroinvertebrados ayudan a determinar impactos asociados a alteraciones del hábitat y contaminación orgánica (e.g., descargas de aguas residuales). Muchos países han desarrollado sus propias herramientas de monitoreo usando macroinvertebrados para evaluar la condición de las aguas superficiales (Springer, 2010).

Puerto Rico alberga un importante recurso hídrico. Su ubicación de isla oceánica en el noreste del mar Caribe hace que reciba una alta precipitación y albergue numerosos cuerpos de agua superficiales (DRNA, 2004). La isla tiene alrededor de 50 ríos principales, la mayoría son cortos y con pendientes muy pronunciadas, con sus cabeceras en las cordilleras y desembocando al mar luego de drenar por cortas llanuras costeras. La diversidad acuática es representativa de islas oceánicas, con pocas especies en comparación con ríos continentales, y con un cierto grado de endemismo (Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014). Al mismo tiempo, parte de la fauna de agua dulce es derivada de grupos marinos. Todas las especies de peces y camarones en Puerto Rico son grupos derivados de ancestros marinos (Cooney & Kwak, 2013). No obstante, el recurso hídrico de la isla está amenazado por actividades antropogénicas y nuestro entendimiento sobre el impacto y las consecuencias es todavía limitado. Actualmente, existen pocas herramientas que permitan evaluar ese tipo de impactos y así monitorear la condición de los ecosistemas dulceacuáticos en la isla.

Los objetivos de este trabajo son: i) describir las principales amenazas que afectan la conservación de los ríos en Puerto Rico, resaltando las necesidades que se enfrentan para el manejo de estos ecosistemas; ii) proponer una modificación y adaptación de dos índices que se basan en macroinvertebrados, el Biological Monitoring Working Party (BMWP)

y el Índice Biótico de Familias (IBF), ambos utilizados ampliamente a nivel mundial como una herramienta en el monitoreo biológico de los cuerpos de agua superficial; finalmente, iii) proponer una metodología estandarizada para la recolecta de macroinvertebrados acuáticos para la evaluación de la condición ecológica de los ríos en Puerto Rico.

Principales amenazas a los ríos en Puerto Rico. La principal amenaza que afecta la condición de los ríos en Puerto Rico es la alta presencia humana en la isla. Puerto Rico es una isla altamente urbanizada, con casi cuatro millones de habitantes, un 16% de su área urbanizada y un 40% afectada por una expansión urbana poco planificada (Martinuzzi *et al.*, 2007). Esto genera numerosos impactos sobre los cuerpos de agua, relacionados con desarrollo urbano en las cuencas, como lo son la extracción de agua, y las descargas de aguas residuales no tratadas (Ramírez *et al.*, 2009, Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014). La mayoría de las cuencas en Puerto Rico drenan áreas pobladas, por lo que muchos tributarios presentan lo que se conoce como el “Síndrome del Río Urbano” (Walsh *et al.*, 2005). Los síntomas del síndrome incluyen la canalización y el enderezamiento de los cauces, el aumento en la rapidez con que el agua de lluvia fluye hacia el río, el aumento en la contaminación, y la pérdida de la fauna nativa. En Puerto Rico, los ríos impactados por actividades humanas presentan muchas de las señales descritas para ríos urbanos, como un alto contenido de nutrientes y carga de solutos (Santos Román *et al.*, 2003, Ramírez *et al.*, 2014).

En contraste con lo propuesto en el síndrome, los ríos urbanos de Puerto Rico no presentan las alteraciones hidrológicas descritas. El alto grado de precipitación que recibe la isla hace que los ríos fluctúen fuertemente y de forma frecuente. Esto resulta en hidrologías similares para ríos en áreas urbanas y en áreas boscosas (Ramírez *et al.*, 2009). Sin embargo, los mecanismos son diferentes, asociándose con la alta impermeabilización en sitios urbanos y con la alta saturación de agua en el suelo en los bosques. Ambos casos resultan en fuertes fluctuaciones en la hidrología de los ríos por mecanismos diferentes (Ramírez *et al.*, 2009). Otra diferencia con lo propuesto en el síndrome es la presencia de fauna nativa en los ríos urbanos. La presencia de peces y camarones nativos en los ríos urbanos en Puerto Rico se asocia más con el mantenimiento de la conectividad entre el río y el mar, y no tanto con el grado de urbanización (Ramírez *et al.*, 2012). Tanto peces como camarones parecen tolerar algún grado de contaminación del agua, pero son extirpados de los ríos cuando las represas bloquean las migraciones entre el río y el mar (Holmquist *et al.*, 1998).

La presencia de fauna nativa en ríos urbanos resalta la importancia de la conectividad entre el río y el mar como factor clave para mantener la calidad ecológica de los ríos en Puerto Rico (Ramírez *et al.*, 2012). La fauna nativa de peces, camarones de río, y algunos caracoles es diádroma, utilizando ambientes de agua dulce y salada en diferentes momentos del ciclo de vida. La diadromía hace que estos grupos sean particularmente vulnerables a la presencia de estructuras a lo largo del cauce de los ríos. Estructuras para la extracción de agua, las represas, y la pérdida de flujo (e.g., canales secos) representan obstáculos para que estas especies completen sus ciclos de vida (Cooney & Kwak, 2013). Por ejemplo, camarones juveniles en sus migraciones río arriba tienen que sobrepasar cualquier obstáculo que encuentren en el camino usando el flujo del agua como señal. Las represas de gran tamaño que no dejan pasar agua, o bien las que tienen paredes altas, se convierten en barreras migratorias. Los camarones son eliminados completamente de los tramos río arriba de las represas de gran tamaño

(Holmquist *et al.*, 1998, Cooney & Kwak, 2013). En respuesta a las características migratorias de la fauna, se ha desarrollado tecnología que provee opciones para ayudar al movimiento de las especies a lo largo del río. Por ejemplo, la construcción de pasajes especiales se ha usado para disminuir el impacto de las represas sobre especies de salmónidos en zonas templadas. Varias represas en Puerto Rico tienen este tipo de estructuras, pero es poco lo que se sabe sobre su efectividad (Cooney & Kwak, 2013).

Las represas también eliminan la variación natural en el flujo río abajo de la misma, ya que los embalses detienen las crecidas y el régimen hidrológico río abajo es el resultado de la operación de la represa. Estos cambios hidrológicos representan un impacto adicional para los macroinvertebrados. Eliminar los flujos altos también afecta la conectividad con el mar y puede eliminar completamente estas especies migratorias aún de segmentos río abajo de la represa (Greathouse *et al.*, 2006).

La contaminación es otro de los impactos antropogénicos que altera la condición ecológica de los ríos. La relación entre Puerto Rico y Estados Unidos hace que la legislación requiera la protección de los cuerpos de agua. En particular, el “Clean Water Act” (CWA 1972) ha resultado en el desarrollo de herramientas de protección a los cuerpos de agua. En zonas urbanas, la mayoría de las aguas negras y residuales son recolectadas por sistemas municipales que descargan en plantas de tratamiento. En zonas rurales el uso de tanques sépticos es la opción predominante. A pesar de ello, la contaminación es notable en los ríos que drenan áreas pobladas (Santos Román *et al.*, 2003, Ramírez *et al.*, 2014). Estudios con fauna acuática han encontrado que tanto peces como camarones parecen ser poco sensibles a la contaminación orgánica de los ríos (Ramírez *et al.*, 2012). Es posible que su habilidad de usar ambientes de agua dulce y salada durante sus ciclos de vida los haga menos vulnerables a ciertos grados de contaminación. En contraste, los insectos y otros macroinvertebrados acuáticos responden a cambios en los ecosistemas debido a la contaminación. Por ejemplo, la composición y riqueza de los macroinvertebrados acuáticos responden a las alteraciones fisicoquímicas y a los cambios en la zona ribereña debido a la urbanización (de Jesús-Crespo & Ramírez, 2011). Esto hace a los macroinvertebrados potenciales bioindicadores de la condición ecológica de los ríos en la isla.

Actualmente existen pocas herramientas diseñadas para evaluar la condición ecológica de los ríos en Puerto Rico. La condición física del cauce y la zona ribereña puede ser evaluada con un protocolo visual de quebradas, originalmente desarrollado para Estados Unidos y adaptado para la isla (Rodríguez & Ramírez, 2014). La condición ecológica de los ríos ha sido evaluada usando índices con macroinvertebrados desarrollados para la parte continental de Estados Unidos, como el índice biótico de familias de Hilsenhoff (1988). Este índice ha demostrado que los macroinvertebrados son potenciales herramientas para evaluar la condición de los ríos en Puerto Rico (de Jesús-Crespo & Ramírez, 2011). En este momento, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos está elaborando un índice denominado “Macroinvertebrate Integrity Index”. El mismo usa métricas como la riqueza taxonómica total y de Trichoptera, y la proporción de Gastropoda, Diptera, y Coleoptera (J. Kurtenbach, comunicación personal). A pesar de estos esfuerzos, hace falta más información y herramientas que permitan una completa evaluación de los ecosistemas de río en Puerto Rico.

Descripción general de los índices propuestos. El Biological Monitoring Working Party (BMWP) fue desarrollado en la década de los 70 por un panel de expertos en ecosistemas de río de Inglaterra (Hawkes, 1997). El índice está basado en la presencia de grupos taxonómicos, y es independiente al número de individuos recolectados. Los organismos son identificados a nivel de familia, excepto en algunos grupos donde la taxonomía se encuentra menos desarrollada y no es factible determinar las familias (e.g., Annelida, Hydrachnidia, Platyhelminthes). Cada grupo taxonómico recibe un puntaje, el cual va desde 1 hasta 10, de acuerdo con el grado de tolerancia o sensibilidad a la contaminación. De este modo, taxones sensibles a la contaminación recibirán altos puntajes; mientras que taxones que toleran la contaminación recibirán puntajes bajos. El valor del índice para cada sitio se obtiene sumando los valores de tolerancia de cada familia recolectada y se expresa como $BMWP = \sum t_i$, donde t_i son los valores de tolerancia de cada familia en cada muestra. El valor obtenido de la sumatoria es asociado a un valor en la tabla de categorías de calidad del agua. El índice está compuesto de seis categorías de calidad del agua, generalmente de muy pobres a excelentes.

El Índice Biótico de Familias (IBF) fue desarrollado por Hilsenhoff (1988) para ríos en Norteamérica. Similar al BMWP, el índice asigna un puntaje a los grupos taxonómicos de acuerdo con su tolerancia o sensibilidad a la contaminación en una escala que va de 0 a 10. Sin embargo, a diferencia del BMWP, los taxones sensibles a la contaminación reciben los puntajes más bajos; mientras que los taxones que toleran la contaminación reciben altos puntajes. Este índice combina estos puntajes de tolerancia con la abundancia de cada grupo y el número total de individuos en una muestra. Para ello utiliza la razón: $IBF = \sum(n_i * t_i) / N$, donde n_i es el número de individuos en un grupo taxonómico; t_i el valor de tolerancia de cada grupo taxonómico y N el número total de individuos en la muestra. El valor obtenido con dicha fórmula es asociado a una categoría de calidad de agua. El IBF incluye siete categorías de estado de contaminación, o de calidad de agua, que van desde poca posibilidad de contaminación orgánica hasta contaminación orgánica muy severa (Hilsenhoff, 1988).

MATERIALES Y MÉTODOS

Asignación de los valores de tolerancia para el Biological Monitoring Working Party, Puerto Rico (BMWP-PR) y el Índice Biótico de Familias, Puerto Rico (IBF-PR). La lista de familias de macroinvertebrados acuáticos se compiló utilizando la literatura disponible para Puerto Rico (i.e., Gutiérrez-Fonseca *et al.*, 2013, Pérez-Reyes *et al.*, 2013). Además, se revisaron las colecciones de investigación del laboratorio de ecología acuática de la Universidad de Puerto Rico, que incluyen muestras de numerosos proyectos académicos, tesis de maestría y doctorado, y cursos de campo. También, se tuvo acceso a material relacionado a estudios de impacto ambiental y otras investigaciones independientes.

Los valores de tolerancia fueron asignados teniendo en cuenta el criterio de más de 10 expertos sobre la historia natural y ecología de los organismos, así como el estado ambiental de los ríos donde han sido recolectados, miembros de la Universidad de Puerto Rico. Esta técnica es conocida como Mejor Criterio Profesional (Best Professional Judgment, en inglés) y ha sido ampliamente utilizada a nivel mundial para asignar los valores de tolerancia en un gran número de herramientas de evaluación de ríos (Chang *et al.*, 2014).

A pesar de que la asignación de valores de tolerancia con base en el criterio científico puede ser subjetivo, algunos trabajos han demostrado que no existe diferencia significativa entre asignar los valores de acuerdo con la experiencia o utilizando modelos con datos empíricos. Por ejemplo, Segurado *et al.*, (2010) analizaron los valores de tolerancia de peces asignados con base en el criterio de expertos y los asignados a partir de un enfoque estadístico. Los autores encontraron que no había diferencia entre ambos abordajes. En el futuro, sería valioso seguir este tipo de análisis para alcanzar el mayor consenso. Sin embargo, para esto es necesario tener en cuenta que aún faltan por recopilar datos ecológicos y fisicoquímicos, tomar en consideración taxones con rangos geográficos restringidos. Además, considerar que análisis estadísticos no necesariamente brindan el mejor resultado, debido a que las especies no responden linealmente a un gradiente de perturbación, y existen organismos cuya respuesta a las perturbaciones puede ser bimodal.

Asignación de las categorías de calidad de agua para el BMWP-PR y el IBF-PR. Se seleccionaron cuatro ríos con un gradiente de calidad ambiental de agua extremo, de muy buena a altamente degradada (Tabla 1). Los sitios de bosque se ubican dentro del Bosque Nacional El Yunque, mientras que los impactados están dentro del área más altamente urbanizada de la isla, el Área Metropolitana de San Juan. Los macroinvertebrados acuáticos fueron recolectados de acuerdo con la metodología aquí propuesta (ver sección *Metodología estandarizada*), la cual incluye tres muestras de tres minutos cada una, este tiempo incluye únicamente el dedicado a la recolección del material, y no el tiempo dedicado a separar los organismos. Los organismos fueron preservados en etanol al 80% y transportado al laboratorio para su identificación a nivel de familia en su mayoría.

El índice fue calculado para el río considerado de mejor calidad ambiental (río Mameyes) y el río de menor calidad ambiental (Canal Sur, Capetillo) aplicando los valores de tolerancia generados para cada grupo taxonómico y el procedimiento propio de cada índice. Una vez calculado, se tomó el valor del río de mejor calidad como el límite superior del índice, y el valor del río de menor calidad como el límite inferior, luego se calculó la diferencia entre estos dos extremos y se dividió equitativamente en las categorías de calidad de agua intermedias. Se decidió asignar los ámbitos numéricos equitativamente en cada categoría, para evitar cualquier sesgo a favor de una categoría particular. Este procedimiento fue realizado para los dos índices.

RESULTADOS

Valores de tolerancia para el BMWP-PR y el IBF-PR. Un total de 87 grupos taxonómicos de macroinvertebrados acuáticos (en su mayoría familias) que han sido reportados para Puerto Rico (Tablas 2 y 3), fueron incluidos para el cálculo de los índices BMWP-PR e IBF-PR. De los cuales 67 son familias de insectos acuáticos, 11 de moluscos y 4 de crustáceos. Asimismo, cinco grupos fueron incorporados en ambos índices, como grupos taxonómicos con baja resolución como lo son: clase Turbellaria (Platyhelminthes), orden Amphipoda (Crustacea), clases Hirudinea y Oligochaeta (Annelida), orden Hydrachnidia (Arachnida). A cada uno de estos 87 taxones se le asignó un valor de tolerancia. Los valores del BMWP-PR se presentan en la Tabla 2 y para el IBF-PR en la Tabla 3.

Índice BMWP-PR. Las quebradas evaluadas para el desarrollo del índice variaron de 4 a 19 familias, con el río Mameyes como el sitio más diverso y el Canal Sur, Capetillo, como el de menor cantidad de taxones (Tabla 4). Aplicando los valores de tolerancia (Tabla 2), se encontró que los valores del índice BMWP-PR varían de 107 a 7. Usando este intervalo de valores, se generó la clasificación de categorías de calidad de agua para el BMWP-PR (Tabla 5). Las mismas siguen el sistema estandarizado de ámbitos y colores. Sin embargo, los intervalos de valores numéricos dentro de cada categoría fueron modificados y adaptados para Puerto Rico y varían con respecto a diferentes versiones existentes del BMWP. La máxima calidad de agua se asignó con un límite inferior mayor a 97, 10 puntos menos que el valor más alto encontrado. Por su lado, la peor calidad ambiental se establece menor a 17, 10 puntos más que el valor más bajo encontrado. Cada categoría intermedia tiene un intervalo de valores numérico de 19 puntos, excepto la categoría de mala con 18. Esta distribución fue hecha lo más equitativamente posible para evitar sesgos hacia categorías en particular (Tabla 5).

Índice IBF-PR. Usando los mismos muestreos de los sitios evaluados, se calculó el IBF-PR empleando los valores de tolerancia (Tabla 3). La clasificación de categorías de calidad de agua para el IBF-PR se dividió en siete bloques (Tabla 6). La categoría más alta y más baja se escogió usando los valores del mejor y peor sitio en el gradiente estudiado. Las categorías intermedias tuvieron ámbitos numéricos diseñados de forma que quedaran intervalos de similar distancia entre cada categoría, con un ámbito de 0.86 puntos en cada categoría. Al igual que el BMWP-PR, la máxima correspondió a los valores del río Mameyes y la mínima al Canal Sur, Capetillo.

Tabla 1. Localización y características físicas de los ríos en Puerto Rico, utilizados para la asignación de las categorías de calidad de agua para los índices BMWP-PR y IBF-PR.

| Sitio | Elevación (msnm) | Substrato dominante | Ancho (m) | Profundidad (m) | Tipo de área ribereña |
|---------------------------------|------------------|----------------------------|-----------|-----------------|-----------------------|
| Río Mameyes Sector Angelitos | 90 | Rocas grandes, Arena | 10 | 2 | Bosque |
| Quebrada Sonadora | 375 | Rocas Grandes, Arena | 5 | 1 | Bosque |
| Río Piedras, El Señorial | 30 | Rocas medianas, Arena | 5 | 1 | Suburbano |
| Canal Sur, Capetillo | 10 | Rocas pequeñas, Arcilla | 2 | 0.5 | Urbano |

Metodología estandarizada. Se propone la recolección de los macroinvertebrados acuáticos utilizando una red tipo D con un poro de malla de 250µm. La red D ha demostrado una alta eficiencia para recolectar muestras representativas bajo diferentes condiciones (e.g., Stein *et al.*, 2008). Asimismo, Carter & Resh (2001) encontraron que las redes de uso semicuantitativo (e.g., red D, red de patada y red rectangular) son ampliamente utilizadas en programas de biomonitoreo en Estados Unidos, con una utilización de más del 64%, de los cuales 35% corresponden a red D.

Tres muestras de tres minutos deben ser tomadas por sitio evaluado tratando de abarcar todos los microhábitats presentes en el sitio. El tiempo propuesto únicamente incluye el tiempo de recolección de la muestra con organismos acuáticos, no incluye el tiempo para la separación de los organismos del resto del material, ni la identificación de los mismos. Los macroinvertebrados deben ser separados del resto del material en el campo. Todos los macroinvertebrados recolectados deben ser guardados en etanol al 80% para su posterior identificación utilizando equipo de laboratorio adecuado (e.g., estereoscopio, pinzas entomológicas). Las tres muestras son incluidas en una lista final para el sitio evaluado, a partir de la cual se calculan los índices propuestos en este trabajo. Finalmente, los organismos deben ser preservados y debidamente rotulados (*i.e.*, nombre del sitio, elevación, fecha, recolector) como material testigo del trabajo. En Puerto Rico, aún no existe una colección oficial donde depositar las muestras de macroinvertebrados; se sugiere acudir al laboratorio de ecología acuática de la Universidad de Puerto Rico, para almacenar el material temporalmente hasta determinar un sitio definitivo.

No existe una guía para identificar los macroinvertebrados acuáticos de Puerto Rico. Por ello, se recomienda usar las listas de grupos aquí presentados como referencia, y utilizar con cautela literatura disponible para otras zonas geográficas (e.g., Springer *et al.*, 2010). En virtud de que los índices están relacionados con la riqueza taxonómica en el caso del BMWP-PR y con la abundancia el IBF-PR, ambos índices pueden ser usados simultáneamente para determinar de la mejor manera la calidad ambiental del agua del sitio evaluado.

DISCUSIÓN

A pesar de la alta densidad poblacional, el alto porcentaje de uso de suelo urbano, y los impactos asociados a la presencia humana que hay en Puerto Rico, el estado de conservación de los ríos es relativamente bueno comparado con los ríos en otras regiones Latino Americanas. La conservación de los ríos en Puerto Rico está fuertemente ligada al mantenimiento de la conectividad con el océano y a la carga de contaminantes que reciban estos cuerpos de agua. De acuerdo con Ramírez *et al.* (2009) aún los ríos urbanos en Puerto Rico pueden mantener cierta calidad ecológica y conservar su diversidad siempre que mantengan la conectividad que permite a las especies migratorias mantener sus poblaciones. Esta condición es probablemente el resultado del manejo de las aguas residuales, e indica qué países tropicales podrían ver grandes mejorías en sus cuerpos de agua con sólo controlar las descargas de aguas residuales a los mismos (Ramírez *et al.*, 2008).

Los impactos sobre los cuerpos de agua, asociados a esta alta presencia humana en la isla, requieren de herramientas que permitan la evaluación de la condición ecológica de los ríos. Hasta ahora sólo se disponía de herramientas desarrolladas para otras zonas geográficas.

Tabla 2. Puntuaciones asignadas a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del índice BMWP-PR.

| Familias | Puntuación |
|--|------------|
| Blephariceridae | 10 |
| Lestidae, Leptoceridae, Corethrellidae | 9 |
| Notonectidae, Glossosomatidae, Hydrobiosidae, Polycentropodidae, Xiphocentronidae, Limnichidae, Psephenidae, Ptilodactylidae, Blaberidae | 8 |
| Aeshnidae, Corixidae, Hydrometridae, Hebridae, Mesoveliidae, Nepidae, Pleidae, Calamoceratidae, Helicopsychidae, Gyrinidae, Haliplidae, Lampyridae, Ptiliidae, Staphylinidae, Hydraenidae, Noteridae, Sciomyzidae | 7 |
| Protoneuridae, Saldidae, Hydroptilidae, Philopotamidae | 6 |
| Baetidae, Leptophlebiidae, Coenagrionidae, Libellulidae, Crambidae, Dytiscidae, Elmidae, Hydrophilidae, Scarabaeidae, Scirtidae, Ceratopogonidae, Chaoboridae, Empididae, Tabanidae, Thaumelidae, Tipulidae, Atyidae, Palaemonidae, Xiphocarididae, Pseudothelphusidae, Ancyliidae | 5 |
| Belostomatidae, Naucoridae, Hydropsychidae, Dixidae, Dolichopodidae, Muscidae, Sarcophagidae, Turbellaria | 4 |
| Caenidae, Gerridae, Veliidae, Psychodidae, Simuliidae, Ephyridae, Stratiomyidae, Amphipoda, Neritidae, Ampullaridae, Corbiculidae, Hydrobiidae, Planorbiidae, Sphaeriidae, Lymnaeidae, Limacidae | 3 |
| Chironomidae, Culicidae, Syrphidae, Hirudinea, Hydrachnidia, Thiaridae, Physidae | 2 |
| Oligochaeta | 1 |

cas. El BMWP-PR y el IBF-PR que se presentan en este trabajo son los primeros índices adaptados para Puerto Rico. A pesar de ello, es aún necesario continuar desarrollando y probando este tipo de índices ya que su bajo costo y fácil utilización facilita la evaluación y adecuada administración de los recursos acuáticos. Vale resaltar también que los índices aquí adaptados son índices unimétricos, el biomonitoreo en la isla también se podría beneficiar del desarrollo de otros índices de tipo multimétrico o bien multivariado (Bonada *et al.*, 2006).

El índice BMWP es una herramienta ampliamente utilizada en otros países de la región, tales como Colombia (Roldan-Pérez, 1992), Costa Rica (Decreto No. 33903-S-MINAE, 2007) y Cuba (Naranjo López *et al.*, 2005). Cada uno de estos países ha modificado y adaptado los principios básicos del índice de acuerdo con la diversidad de macroinvertebrados presentes en cada lugar. Es destacable que la cantidad de grupos taxonómicos incluidos en el BMWP-PR fue similar a otros índices para la región, a pesar de las claras diferencias en área y la condición de isla oceánica. Los límites de las categorías de calidad de agua representan la mayor diferencia entre el índice de Puerto Rico y los índices de dichos países. Por ejemplo, en otros índices el límite

inferior de la categoría “excelente” se ubica entre 120–150, mientras que en el BMWP-PR fue fijado en ≥ 97 . Este valor refleja la baja diversidad y ausencia de ciertos grupos en Puerto Rico. Por ejemplo, grupos sensibles a la contaminación, con valores de tolerancia altos, como Plecoptera y Megaloptera, no se encuentran en Puerto Rico (Ramírez y Gutiérrez-Fonseca, 2014). Esto hace que ríos con excelente calidad resulten con puntajes menores. Algo similar ocurre con el IBF, pero este índice ha sido adaptado para pocos lugares, como El Salvador (IBF-SV, Sermeño-Chicas *et al.*, 2010). Comparando con el IBF-SV, encontramos que el número de grupos taxonómicos fue muy similar. Sin embargo, el IBF-SV mantiene los límites entre categorías propuestos en el índice original de Hilsenhoff (1988), en este trabajo se modificaron los límites del IBF-PR debido a las razones presentadas anteriormente.

Tabla 3. Puntuaciones asignadas a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del índice IBF-PR.

| Familias | Puntuación |
|---|------------|
| Blephariceridae | 0 |
| Lestidae, Calamoceratidae, Hydrobiosidae, Leptoceridae, Psephenidae, Ptilodactylidae, Corethrellidae | 1 |
| Xiphocentronidae, Haliplidae, Lampyridae, Ptiliidae, Hydraenidae, Noteridae, Ancylidae, Sphaeriidae, Blaberidae | 2 |
| Aeshnidae, Protoneuridae, Glossosomatidae, Helicopsychidae, Hydroptilidae, Polycentropodidae, Scarabaeidae, Scirtidae, Limnichidae, Sciomyzidae | 3 |
| Baetidae, Caenidae, Elmidae, Gyrinidae, Ceratopogonidae, Chaoboridae, Hydrachnidia, Atyidae, Palaemonidae, Xiphocarididae, Pseudothelphusidae, Neritidae | 4 |
| Leptophlebiidae, Coenagrionidae, Libellulidae, Nepidae, Notonectidae, Pleidae, Hydroptilidae, Philopotamidae, Crambidae, Dytiscidae, Hydrophilidae, Staphylinidae, Turbellaria, Hydrobiidae | 5 |
| Corixidae, Hydrometridae, Hebridae, Mesoveliidae, Naucoridae, Dolichopodidae, Empididae, Amphipoda, Hirudinea, Ampullaridae, Lymnaeidae, Limacidae, Corbiculidae | 6 |
| Belostomatidae, Saldidae, Sarcophagidae, Stratiomyidae, Tabanidae, Thaumelidae, Tipulidae | 7 |
| Gerridae, Veliidae, Dixidae, Simuliidae, Planorbiidae | 8 |
| Chironomidae, Culicidae, Ephydriidae, Muscidae, Psychodidae, Syrphidae, Thiaridae, Physidae | 9 |
| Oligochaeta | 10 |

Tabla 4. Familias de macroinvertebrados acuáticos recolectadas en cada río evaluado de Puerto Rico.

| Familia | Sitio | | | |
|-------------------|-------------|-------------------|--------------------------|----------------------|
| | Río Mameyes | Quebrada Sonadora | Río Piedras, El Señorial | Canal Sur, Capetillo |
| Baetidae | x | x | x | |
| Leptophlebiidae | x | x | x | |
| Caenidae | | | x | |
| Libellulidae | x | x | x | |
| Coenagrionidae | | x | x | |
| Veliidae | | x | | |
| Hydropsychidae | | x | | |
| Leptoceridae | x | | | |
| Hydrobiosidae | x | | | |
| Calamoceratidae | x | x | | |
| Philopotamidae | x | x | x | |
| Polycentropodidae | x | x | | |
| Hydroptilidae | x | x | x | |
| Helicopsychidae | | x | | |
| Glossosomatidae | x | | | |
| Elmidae | x | x | | |
| Staphylinidae | x | | x | |
| Chironomidae | x | x | x | x |
| Psychodidae | x | x | x | |
| Ceratopogonidae | | | x | |
| Blephariceridae | x | x | | |
| Simuliidae | x | x | x | |
| Hydrachnidia | x | | | |
| Atyidae | x | x | | |
| Neritidae | x | | | |
| Thiaridae | | | x | |
| Physidae | | | x | x |
| Hydrobiidae | | | x | |
| Planorbiidae | | | x | |
| Oligochaeta | | | x | x |
| Hirudinea | | | x | x |
| Total de Familias | 19 | 17 | 18 | 4 |
| BMWP-PR | 107 | 89 | 68 | 7 |
| IBF-PR | 4.06 | 3.81 | 7.53 | 9 |

El esfuerzo de muestreo es un factor importante que influye en los resultados de los índices con macroinvertebrados. Trabajos previos han demostrado que los resultados de los índices pueden variar de acuerdo con el tiempo de recolección (Maue & Springer, 2008), al método y tipo de red utilizado (Stein *et al.*, 2008, Gutiérrez-Fonseca & Lorion, 2014). Para Puerto Rico se estableció un tiempo de esfuerzo total de 9 minutos, tres muestras de tres minutos cada una utilizando una red D. Esta metodología fue definida con base en estudios previos que han demostrado una alta eficiencia de la red D, en un tiempo similar. Por ejemplo, Reyes-Morales & Springer (2014) encontraron que dos muestras de 5 minutos cada una generaba una alta abundancia y riqueza taxonómica en sitios de bosque, reflejando una buena calidad ambiental del agua utilizando el BMWP/Atitlán. Stein *et al.* (2008) demostraron que muestras recolectadas por 10 minutos con una red D no fueron diferentes en riqueza taxonómica y abundancia respecto a muestras recolectadas utilizando un colador de cocina por 120 minutos. Por lo tanto, se considera que la metodología propuesta es apropiada para determinar la riqueza y abundancia de familias en las quebradas de Puerto Rico. Ciertamente, mayor esfuerzo de muestreo resultaría en mayor riqueza, pero afectaría los resultados de los índices al usar las categorías propuestas. De acuerdo con Hawkes (1997), a pesar de que en el texto original del BMWP se reconoce la necesidad de estandarizar un método de muestreo que facilite la comparación entre los puntajes, esto no ha sido posible debido a la amplia variedad de tipos de ríos. Hawkes (1997) reconoce que ésta es la principal diferencia del texto original con respecto a las modificaciones y adaptaciones del índice para cada país y región. Estudios futuros deben también evaluar el efecto de factores como la estacionalidad climática o los disturbios sobre el funcionamiento de estos índices en Puerto Rico.

El estado actual del conocimiento de los macroinvertebrados acuáticos en Puerto Rico, en especial los insectos, permite la identificación de los organismos a nivel de familia (Gutiérrez-Fonseca *et al.*, 2013). Al momento es difícil identificar a género en la mayoría de los órdenes. Por ello, ambos índices propuestos tienen gran potencial para ser usados, ya que ambos funcionan a nivel de familia. Por otro lado, la identificación a familia también permite que estos índices sean utilizados por personas con conocimientos taxonómicos básicos. Esto los hace atractivos en esfuerzos de educación ambiental o bien para el uso de grupos comunitarios y otros interesados en evaluar los cuerpos de

Tabla 5. Clasificación de la calidad del agua de acuerdo con el puntaje total para el BMWP-PR.

| Calidad del Agua | Puntaje | Color representativo |
|---|---------|----------------------|
| Aguas de calidad excelente | ≥97 | Azul |
| Aguas de calidad buena, no contaminadas o no alteradas de manera sensible | 77-96 | Azul celeste |
| Aguas de calidad regular, eutrófica, contaminación moderada | 57-76 | Verde |
| Aguas de calidad mala, contaminadas | 37-56 | Amarillo |
| Aguas de calidad mala, muy contaminadas | 18-36 | Naranja |
| Aguas de calidad muy mala, extremadamente contaminadas | ≤17 | Rojo |

agua. Esperamos que los mismos sean complementados eventualmente por otros índices con mayor precisión, que incluyan la tolerancia o sensibilidad de los taxones a nivel de género, la abundancia de grupos sensibles, o bien índices que combinen parámetros fisicoquímicos y microbiológicos. Además un mayor poder de análisis estadístico para obtener una evaluación ecológica apropiada.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los miembros del Laboratorio de Ecología Acuática de la Universidad de Puerto Rico por su ayuda en el trabajo de campo. Esta publicación fue posible gracias a los esfuerzos de investigación realizados en nuestro laboratorio de ecología acuática en la Universidad de Puerto Rico (<http://www.ramirezlab.net/>). Estos esfuerzos son financiados por el programa de investigación a largo plazo Luquillo LTER (NSF DEB-0620910) y el programa San Juan ULTRA (<http://sanjuanultra.org/>).

Tabla 6. Clasificación de la calidad del agua de acuerdo con el puntaje total para el IBF-PR.

| Calidad del Agua | Interpretación del grado de contaminación | Categoría | Valor IBF-PR | Color representativo |
|------------------|---|-----------|--------------|----------------------|
| Excelente | Contaminación orgánica poco posible | 1 | 0.00 - 4.24 | Azul |
| Muy Buena | Contaminación orgánica leve | 2 | 4.25 - 5.11 | Azul Claro |
| Buena | Alguna contaminación orgánica | 3 | 5.12 - 5.98 | Azul celeste |
| Regular | Contaminación orgánica sustancial | 4 | 5.99 - 6.85 | Verde |
| Regular Pobre | Contaminación orgánica muy sustancial | 5 | 6.86 - 7.72 | Amarillo |
| Pobre | Contaminación orgánica severa | 6 | 7.73 - 8.59 | Naranja |
| Muy Pobre | Contaminación orgánica muy severa | 7 | 8.60 - 10.00 | Rojo |

REFERENCIAS

- ALLAN, J. D. & M. M. CASTILLO. 2007. *Stream Ecology: Structure and Function of Running waters*. 2nd ed. Springer Science & Business Media.
- DECRETO N° 33903-MINAE-S. 2007. Reglamento para la evaluación y clasificación de la calidad de cuerpos de agua superficiales. Diario Oficial La Gaceta N°178. 17 de septiembre. San José, Costa Rica.
- BONADA, N., N. PRAT, V. H. RESH, & B. STATZNER. 2006. Developments in aquatic insects biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. *Annual Review Entomology* 51: 495-523.
- CARTER, J. L. & V. H. RESH. 2001. After site selection and before data analysis: sampling, sorting, and laboratory procedures used in stream benthic macroinvertebrate monitoring programs by USA state agencies. *Journal of the North American Benthological Society* 20 (4): 658-682.
- CHANG, F. H., J. E. LAWRENCE, B. RÍOS-TOUMA & V. H. RESH. 2014. Tolerance values of benthic macroinvertebrates for stream biomonitoring: assessment of assumptions underlying scoring systems worldwide. *Environmental Monitoring and Assessment* 186 (4): 2135-2149.
- COONEY, P. B. & T. J. KWAK. 2013. Spatial extent and dynamics of dam impacts on tropical island freshwater fish assemblages. *BioScience* 63 (3): 176-190.
- DE JESÚS-CRESPO, R. & A. RAMÍREZ. 2011. Effects of urbanization on stream physicochemistry and macroinvertebrate assemblages in a tropical urban watershed in Puerto Rico. *Journal of the North American Benthological Society* 30 (3): 739-750.
- DRNA (Departamento de Recursos Naturales). 2004. Inventario de recursos de agua de Puerto Rico. Disponible en <http://drna.pr.gov/historico/oficinas/saux/secretaria-auxiliar-de-planificacion-integral/planagua/inventario-recursos-de-agua/inventario-de-recursos-de-agua-de-puerto-rico/> (Obtenido el 12 de septiembre de 2014).
- DUDGEON, D., A. H. ARTHINGTON, M. O. GESSNER, Z. I. KAWABATA, D. J. KNOWLER, C. LÉVÊQUE, R. J. NAIMAN, A. H. PRIEUR-RICHARD, D. SOTO, M. L. J. STIASSNY & C. A., SULLIVAN. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81 (2): 163-182.
- GREATHOUSE, E. A., C. M. PRINGLE, & J. G. HOLMQUIST. 2006. Conservation and management of migratory fauna: dams in tropical streams of Puerto Rico. *Aquatic Conservation* 16 (7): 695-712.
- GUTIÉRREZ-FONSECA, P. E., K. G. ROSAS & A. RAMÍREZ. 2013. Aquatic insects of Puerto Rico: A list of families. *Dugesiana* 20 (2): 215-219.
- GUTIÉRREZ-FONSECA P. E. & C. M. LORION. 2014. Application of the BMWP-Costa Rica biotic index in aquatic biomonitoring: sensitivity to collection method and sampling intensity. *Revista de Biología Tropical* 62: 275-289.
- HAWKES, H. A. 1998. Origin and development of the biological monitoring working party score system. *Water Research* 32 (3): 964-968.
- HILSENHOFF, W. L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 65-68.
- HOLMQUIST, J. G., J. M. SCHMIDT-GENGENBACH & B. B. YOSHIOKA. 1998. High dams and marine-freshwater linkages: Effects on native and introduced fauna in the Caribbean. *Conservation Biology* 12 (3): 621-630.
- MARTINUZZI, S., W. A. GOULD & O. M. RAMOS GONZÁLEZ. 2007. Land development, land use, and urban sprawl in Puerto Rico integrating remote sensing and population census data. *Landscape and Urban Planning* 79: 288-297.
- MAUE, T. & M. SPRINGER. 2008. Effect of methodology and sampling time on the taxa richness of aquatic macroinvertebrates and subsequent changes in the water quality index from three tropical rivers, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 56 (4): 257-271.
- NARANJO LÓPEZ, C., D. D. GONZÁLEZ LAZO, A. L. BLANDIMARTE, S. MUÑOZ RIVEAUX & Y. MUSLE CORDERO. 2005. Una metodología rápida y de fácil aplicación para la evaluación de la calidad del agua utilizando el índice BMWP-Cub para ríos cubanos. *Revista Tecnura* 9 (17): 65-76.
- PÉREZ-REYES, O., T. A. CROWL, P. J. HERNÁNDEZ-GARCÍA, R. LEDESMA-FUSTE, F. A. VILLAR-FORNES & A. P. COVICH. 2013. Freshwater decapods of Puerto Rico: a checklist and reports of new localities. *Zootaxa* 3717 (3): 329-344.
- RAMÍREZ, A. & P. E. GUTIÉRREZ-FONSECA. 2014. Puerto Rico. In: P. Alonso-Eguía Lis, J. M. Mora, B. Campbell & M. Springer. (Eds.) *Diversidad, conservación y uso de los macroinvertebrados dulceacuícolas de México, Centroamérica, Colombia, Cuba y Puerto Rico*. Jiutepec, Morelos, México, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- RAMÍREZ, A., A. ENGMAN, K. G. ROSAS, O. PÉREZ-REYES & D. M. MARTINÓ-CARDONA. 2012. Urban impacts on tropical island streams: some key aspects influencing ecosystem response. *Urban Ecosystems* 15 (2): 315-325.
- RAMÍREZ, A., C. M. PRINGLE & K. M. WANTZEN. 2008. Tropical river conservation. In: D. Dudgeon. (Ed.) *Tropical stream ecology*. London, UK, Elsevier Science: 285-304.
- RAMÍREZ, A., K. G. ROSAS, A. E. LUGO & O. M. RAMOS-GONZÁLEZ. 2014. Spatio-temporal variation in stream water chemistry in a tropical urban watershed. *Ecology and Society* 19 (2): 45.
- RAMÍREZ, A., R. DE JESÚS-CRESPO, D. M. MARTINÓ-CARDONA, N. MARTÍNEZ-RIVERA & S. BURGOS-CARABALLO. 2009. Urban streams in Puerto Rico: what can we learn from the tropics? *Journal of the North American Benthological Society* 28 (4): 1070-1079.
- REYES-MORALES, F. & M. SPRINGER. 2014. Efecto del esfuerzo de muestreo en la riqueza de táxones de macroinvertebrados acuáticos y el índice BMWP/Atitlán. *Revista de Biología Tropical* 62 (2): 291-301.
- RODRÍGUEZ, N. & A. RAMÍREZ. 2014. *Protocolo de evaluación visual de quebradas para Puerto Rico*. Universidad de Puerto Rico, recinto de Río Piedras. Versión Mayo 2014.

- ROLDAN-PÉREZ, G. 1992. *Fundamentos de Limnología*. Editorial Universidad Antioquia; Antioquia-Medellín, Colombia.
- SANTOS-ROMÁN, D. M., G. S. WARNER & F. N. SCATENA. 2003. Multivariate analysis of water quality and physical characteristics of selected watersheds in Puerto Rico. *Journal of the American Water Resources Association* 39 (4): 829-839.
- SERMEÑO-CHICAS, J. M., L. SERRANO-CERVANTES, M. SPRINGER, M. R. PANIAGUA-CIENFUEGOS, D. PÉREZ, A. W. RIVAS-FLORES, R. A. MENJIVAR-ROSA, B. L. BONILLA DE TORRES, F. A. CARRANZA-ESTRADA, J. M. FLORES-TENSOS, C. D. L. A. GONZÁLES, P. E. GUTIÉRREZ-FONSECA, M. A. HERNÁNDEZ-MARTÍNEZ, A. J. MONTERROSA-URIAS & A. Y. ARIAS DE LINARES. 2010. *Determinación de la calidad ambiental de las aguas de los ríos de El Salvador, utilizando invertebrados acuáticos: índice biológico a nivel de familias de invertebrados acuáticos en El Salvador (IBF-SV-2010)*. San Salvador: Editorial Universitaria. pp. 5-6.
- SPRINGER, M. 2010. Biomonitoring acuático. *Revista de Biología Tropical* 58 (4): 53-59.
- SPRINGER, M., A. RAMÍREZ & P. HANSON. 2010. Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I. *Revista de Biología Tropical* 58 (4): 106-115.
- STEIN, H., M. SPRINGER & B. KOHLMANN. 2008. Comparison of two sampling methods for biomonitoring using aquatic macroinvertebrates in the Dos Novillos River, Costa Rica. Ecological Management and sustainable development in the humid tropics of Costa Rica. *Ecological Engineering* 34 (4): 267-275.
- WALSH, C. J., A. H. ROY, J. W. FEMINELLA, P. D. COTTINGHAM, P. M. GROFFMAN & R. P. MORGAN. 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* 24 (3): 706-723.

