



DIVERSIDAD DE INSECTOS ACUÁTICOS Y CALIDAD DE AGUA DE LOS RÍOS INDIO Y GATUN DEL ALTO CHAGRES, CUENCA DEL CANAL

^{1,2}Daniel Emmen, ^{1,2}Dora Quiros & ²Digna García

¹Universidad de Panamá, Departamento de Zoología. Facultad de Ciencias Naturales, Exactas y Tecnología y ²Laboratorio de Estudios Biológicos de Insectos (Edificios de Laboratorios Científicos Lab.116, V.I.P.) Telefax.: 264-8441.

E-mail:emmen.daniel@gmail.com, dquros@gmail.com

RESUMEN

Con el fin de ampliar el conocimiento sobre la diversidad de los macroinvertebrados acuáticos y además derivar información sobre la calidad del agua de los ríos Indio y Gatún (importantes fuentes de agua de la Cuenca del Canal), se llevó a cabo la identificación de las comunidades de insectos acuáticos presentes en las muestras colectadas en los años 2007 y 2008, tanto en la sección baja como la alta de ambos ríos. A partir de los índices de diversidad, indicadores biológicos, número de órdenes, familias e individuos por familia para cada río, se concluyó que la calidad del agua en ambos ríos es buena, aunque el río Gatún parece tener mejores condiciones ambientales para una mayor presencia y diversidad de insectos acuáticos.

PALABRAS CLAVES

Insectos acuáticos, río Indio, río Gatún, indicadores biológicos, biodiversidad, calidad del agua.

ABSTRACT

This study aimed at identifying aquatic insects communities in two major watersheds for Panama Canal, Indio and Gatun rivers and their water quality was carried out in 2007 and 2008, both in the lower and upper sections of both rivers. From diversity indices, biological indicators, number of orders, families and individuals per family for each river it was concluded that the water quality in both rivers is good, although the Gatun river seems to have better environmental conditions for greater presence and diversity of aquatic insects.

KEYWORDS

Aquatic insects, Indio river, Gatún river, biological indicators, biodiversity, water quality.

INTRODUCCIÓN

Los sistemas fluviales en todo el mundo están sometidos a una fuerte presión humana, lo que ha causado alteraciones importantes en las fuentes de agua que están afectando el hábitat de la fauna acuática. Los insectos acuáticos constituyen el 10% del total de las especies de insectos y están representados por nueve órdenes que cumplen alguna o todas las fases de su ciclo de vida en ríos o lagos (Springer, 2006).

La mayoría de ellos son sumamente importantes ya que cumplen funciones especiales para mantener el equilibrio de los ecosistemas acuáticos. Muchas especies son depredadoras de vectores de enfermedades y otras constituyen parte del alimento de los peces y otros animales acuáticos (Springer, 2006).

Debido a la amenaza de contaminación constante de los cuerpos de agua en la actualidad, es necesario realizar estudios para conocer el estado real de estos ecosistemas en cuanto a su diversidad y abundancia de insectos acuáticos ya que éstos juegan un papel importante en el equilibrio y riqueza de los ríos y son una parte fundamental de la cadena alimenticia en el agua.

En los últimos años se han hecho esfuerzos para mejorar la eficiencia de las herramientas de monitoreo biológico para evaluar los recursos hídricos (Buss *et al.*, 2003; Czerniawska-Kusza, 2005). El uso efectivo de estas herramientas requiere una mejor comprensión de los organismos que tienen mayor influencia en los resultados del índice biótico, así como en los procesos que determinan la distribución y presencia de ciertos taxones bioindicadores en el medio ambiente (Gonçalves & Menezes, 2011).

Los análisis físicos y químicos son capaces de detectar contaminantes directamente, pero sólo reflejan la calidad del agua en el momento de muestreo (Metcalf, 1989; Alba-Tercedor, 1996); en contraste, las comunidades biológicas proporcionan una información más confiable de las condiciones del medio ambiente a las que están continuamente expuestas (Rosenberg & Resh, 1993). Las comunidades acuáticas son un buen indicador de calidad ambiental ya que algunos organismos, especialmente varias familias de insectos acuáticos, son extremadamente sensibles a las condiciones ambientales, mientras que otros pueden sobrevivir en sistemas gravemente perturbados (Buss *et al.*, 2003). La utilización de los insectos acuáticos como indicadores de la calidad del agua se ha incrementado en diferentes países debido a que son visibles a simple vista, tienen un ciclo de vida largo, la mayoría son sedentarios, reflejan las condiciones locales, y su estudio resulta muy económico (Roldán, 1988).

Los índices biológicos están basados en el nivel de tolerancia de organismos a diferentes grados de contaminación del agua y sus métodos permiten describir la respuesta de una comunidad a la calidad de su ambiente (Metcalf, 1989). La variación de la riqueza de especies y/o el número de individuos por especie, brinda una idea aproximada del estado en que se encuentra el ecosistema estudiado. Se han desarrollado muchos índices para medir estos cambios estructurales pero los más utilizados son los índices de diversidad (Krebs, 1985) y los índices bióticos (Klemm *et al.*, 1990).

Procedimientos ágiles para evaluar las comunidades bióticas de las fuentes de agua se han vuelto ampliamente usados en años recientes ya que permiten examinar un gran número de sitios a un costo relativamente bajo (Rosenberg & Resh, 1993). Varios países han desarrollado índices a nivel de familia: Biological Monitoring Working Party (BMWP por sus siglas en inglés), usado en Gran Bretaña (Armitage *et al.*, 1983; Gonçalves & Menezes, 2011); el Wisconsin Biotic Index (BI, por sus siglas en inglés) (Hilsenhoff, 1987) y otros.

Dentro de los métodos existentes los hay desde los más simples en los que basta trabajar a nivel de orden o familia hasta los más complejos que pueden llegar hasta el nivel de especie. Es importante señalar que las tablas de puntuaciones ajustadas para el cálculo del BMWP para cada país están basadas en un conjunto de familias de macroinvertebrados donde la mayoría son insectos. La identificación a nivel de especie es una práctica común en sinecología. Sin embargo, no siempre es necesario en estudios aplicados, tales como la evaluación de la contaminación y monitoreo de cambios en la biodiversidad (Edwards *et al.*, 1975, Hellawell, 1977; McIntyre *et al.*, 1984; Hilsenhoff, 1988; Kingston & Riddle, 1989). La identificación de los organismos al nivel taxonómico necesario y suficiente para cumplir el o los objetivos del estudio ha sido llamado "suficiencia taxonómica" (Ellis, 1985). A medida que la suficiencia taxonómica se desplaza hacia taxones superiores (por ejemplo a nivel de orden o familia), los costos, experiencia y tiempo necesarios para identificar los organismos disminuye. Este es un factor de gran importancia que hay que tomar en cuenta en países donde se requiere hacer evaluaciones rápidas del estado de los ríos y no se cuenta con recursos económicos suficientes para llevar a cabo este tipo de estudios. En Panamá no existen claves taxonómicas de las especies de macroinvertebrados acuáticos de nuestras fuentes de agua dulce, especialmente de las formas inmaduras, y tampoco especialistas en la identificación a nivel de género y especie de estos grupos. Por esta razón parece conveniente adoptar en este trabajo las metodologías que requieren la identificación de los organismos solo a nivel de familia (Hellawell, 1989; Junqueira & Campos, 1998).

Aunque ya se tiene alguna experiencia con los bioindicadores en el trópico americano (Zúñiga de Cardozo *et al.*, 1997; Pinilla, 1998; Fenoglio *et al.*, 2002; Roldán, 2003; Sermeño-Chicas, 2010), la mayoría se han basado en los métodos europeos y norteamericanos sin que aún exista una propuesta basada en las condiciones propias de nuestros ecosistemas tropicales. El BMWP/CR y BMWP/Col han sido creados como una adaptación del índice BMWP original desarrollado en Gran Bretaña (Hellawell, 1978) para su aplicación en Costa Rica y Colombia. Estos son algunos de los índices biológicos cuya información se ha adecuado a los cuerpos de aguas de las regiones neotropicales con ambientes más similares al de Panamá. El objetivo de este trabajo es determinar la biodiversidad así como calidad del agua de los ríos Indio y Gatún (Alto Chagres), los cuáles son importantes fuentes de agua de la Cuenca del Canal a través de la identificación de las comunidades de insectos acuáticos a nivel de familia presentes en las muestras colectadas en los años 2007 y 2008, tanto en la sección baja como alta de ambos ríos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. Este estudio se llevó a cabo en los ríos Indio y Gatún dentro del área conocida como Alto Chagres, entre las provincias de Panamá y Colón que incluye el Parque Nacional Chagres y su zona de amortiguamiento, el Filo de Santa Rita, la porción sur del Parque Nacional Portobelo y la sección suroeste del Área Silvestre del Corregimiento de Narganá (Kuna Yala) (Candanedo *et al.*, 2003).

Colecta, identificación del material entomológico y análisis de los resultados. El muestreo se realizó siguiendo el protocolo sugerido por Karr & Chu (1999). Se tomaron 18 muestras en total en cada uno de los ríos utilizando un muestreador Surber. El muestreo se realizó en la sección baja (100 msnm) y alta (300-600 msnm) de ambos ríos. Tanto en la sección alta como baja de los ríos se seleccionaron tres sitios de muestreo separados 1.5 m entre sí y en cada sitio de muestreo se hicieron tres réplicas para totalizar nueve muestras en cada sección del río y 18 muestras en total por cada río. Para evitar la perturbación de los sitios de colecta, el muestreo se llevó a cabo en dirección río arriba. Las muestras fueron llevadas al Laboratorio de Estudios Biológicos de Insectos (LEBI-VIP, Universidad de Panamá), para su respectiva identificación a nivel de orden y familia. Los organismos identificados fueron almacenados en frascos con alcohol al 70% en la colección voucher de referencia del laboratorio. Con el fin de describir la estructura de la comunidad acuática estudiada, se determinaron los siguientes índices de diversidad: riqueza-diversidad de especies (H' = función de Shannon-Wiener), equidad o equitatividad (J' = índice de Pielou) y dominancia o predominio (D' = índice de Predominio de Simpson), a nivel de familia. El valor máximo de H' para las comunidades de invertebrados bénticos en ríos es 4.5. Valores entre 2.4 - 2.5 indican que el ecosistema está bajo estrés por descargas, dragado, embalses, etc. Es un índice que disminuye mucho en aguas muy contaminadas por lo que entre más alto es el valor encontrado mejor es la calidad del agua estudiada (Margalef, 1998).

Para el cálculo del índice BMWP, se sumaron las puntuaciones ecológicas de las familias según su grado de tolerancia a la contaminación, comparando los resultados con el índice BMWP de Colombia ajustado por Álvarez-Arango (2006). El índice BMWP/Col se eligió por la cercanía de la zona de estudio (Alto Chagres), a Colombia.

Otro índice de calidad de agua calculado fue el EPT (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera), en donde se utilizan estos tres grupos de insectos como indicadores de buena calidad de agua debido a su alta sensibilidad a la contaminación. Se obtiene contando el número de familias de estos órdenes presentes en la muestra. El valor obtenido se compara con un cuadro de calidad de agua (Klemm *et al.*, 1990). Como la taxonomía de muchos de los grupos encontrados en este trabajo no ha sido completamente estudiada en Panamá y mucho menos se ha determinado sus tolerancias específicas a la contaminación, el índice EPT serviría como un buen estimador de calidad general de agua.

El Average Score Per Taxon (ASPT, por sus siglas en inglés), fue otro índice obtenido y se calculó dividiendo el BMWP por el número de familias encontradas. Los valores ASPT se encuentran en un rango entre 0 y 10 y expresan el promedio de calidad del agua que tienen las familias de macroinvertebrados encontradas. El valor del ASPT es complementario al BMWP y da una medida más real del estado de cada sitio. Su ventaja frente al BMWP es que es independiente del esfuerzo de muestreo, de la estacionalidad y de la eficacia en la identificación (Chester, 1980). Los valores BMWP y ASPT se representan con cinco grados de contaminación y con cinco colores

que los representan en la cartografía de calidad de las aguas (Roldán, 2003; Álvarez *et al.*, 2006).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los insectos colectados en las áreas de estudio pertenecen a 10 órdenes, dentro de los que se identificaron un total de 42 familias en ambos ríos. En los dos ríos se encontraron un total de nueve órdenes y 25 familias en común lo que representa 60% del total de familias identificadas en este trabajo.

En el río Indio se colectó un total de 1244 individuos, distribuidos en nueve órdenes y 31 familias mientras que en el río Gatún se colectó un total de 4314 insectos, representados en nueve órdenes y 37 familias. En ambos ríos, los órdenes con el mayor número de familias fueron Trichoptera, Diptera, Coleoptera y Odonata (Fig. 1). El orden con la mayor abundancia de individuos fue Ephemeroptera tanto para el río Indio como para el río Gatún. (Fig. 2), lo que concuerda con hallazgos previos en otros ríos (Sánchez, 2010; Posada *et al.*, 2000; Cambra & Santos, 2014), seguido por los órdenes Trichoptera, Diptera, y Coleoptera.

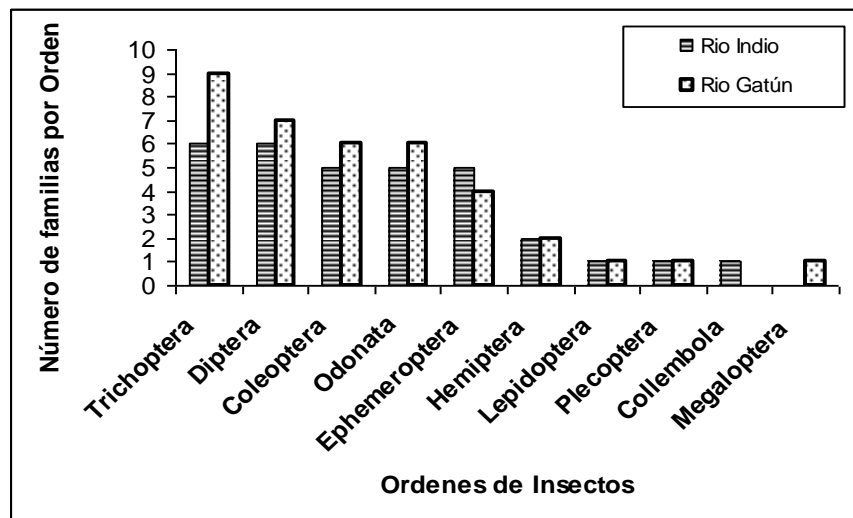


Fig. 1. Número de familias por orden en ríos Indio y Gatún (2007 y 2008).

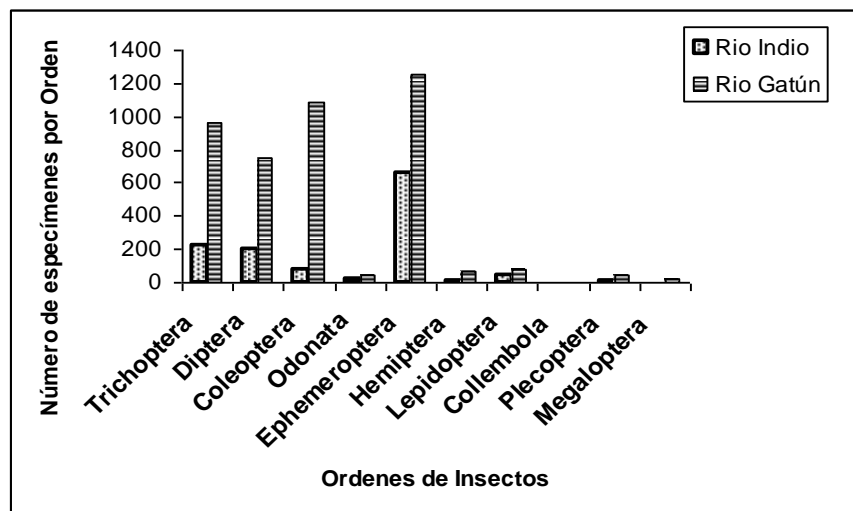


Fig. 2. Número de individuos por orden en los ríos Indio y Gatún (2007 y 2008).

El Cuadro 1 presenta el número de individuos por familia presentes en los ríos Indio y Gatún con sus respectivos valores BMWP Col. En el río Indio, la abundancia total de individuos por familia fue considerablemente más baja que en el río Gatún siendo Baetidae y Leptohyphidae (Orden Ephemeroptera), Hydropsychidae (Orden Trichoptera) y Simuliidae (Orden Diptera), las únicas familias con un poco más de 100 individuos presentes. En el río Gatún, por el contrario, las familias Leptohyphidae y Baetidae (Ephemeroptera), Elmidae (Coleoptera) e Hydropsychidae (Trichoptera) presentaron más de 500 individuos cada una, por lo que son los órdenes con mayor abundancia de individuos en este río. Los efemerópteros y tricópteros son muy susceptibles a cambios bióticos o abióticos en su ecosistema (Flowers & De la Rosa, 2008).

En este estudio también se encontraron algunas familias que son altamente sensitivas a los cambios de las condiciones naturales del agua y su bajo número probablemente indica que nuestros sitios de estudio carecen de las condiciones óptimas para su desarrollo y proliferación.

Como ejemplo de esto tenemos a los plecópteros de la familia Perlidae, los cuales habitan aguas rápidas, bien oxigenadas por lo que son indicadores de aguas muy limpias y oligotróficas y tienen un gran valor ecológico en los ecosistemas acuáticos, debido a que son importantes desmenuzadores de las hojas que caen en los arroyos.

A diferencia del río Indio, en el río Gatún se encontró a la familia Elmidae (Coleoptera) como la más representativa. Esto es sumamente importante ya que los élmidos son muy abundantes y diversos en ríos con presencia de gran cantidad de materia orgánica en descomposición (Gutiérrez, 2010). Las larvas se encuentran en troncos sumergidos, hojas en descomposición, raíces sumergidas y sobre rocas donde se alimentan de materia vegetal en descomposición y algas.

En el Cuadro 1 también se presenta la abundancia conjunta por familias presentes en ambos ríos. Las familias con mayor abundancia en orden decreciente fueron: Baetidae, Hydropsychidae, Elmidae, Leptohyphidae, Simuliidae, Chironomidae, Psephenidae, Leptophlebiidae y Philopotamidae. Estas nueve familias representaron el 87 % del total de individuos colectados en ambos ríos, probablemente debido a que la mayoría de estos grupos con excepción de las tres últimas son más tolerantes a condiciones cambiantes en sus hábitats. Las seis primeras familias también han sido encontradas como dominantes en el sur de Brasil (Goncalves & Menezes, 2011).

Los valores BMWP Col para los ríos Indio y Gatún fueron 186 y 248 respectivamente, lo que quiere decir que ambos ríos poseen aguas muy limpias y de buena calidad de acuerdo con la escala publicada por Roldán (2003).

Cuadro 1.- Abundancia, diversidad e índices biológicos de BMWP Col por río.

Orden	Familias	río Indio		río Gatún		Total de Individuos en ambos ríos
		No. de Individuos	BMWP Col	No. de Individuos	BMWP Col	
Trichoptera	Hydropsychidae	137	7	617	7	754
	Philopotamidae	46	9	183	9	229
	Hydroptilidae	32	8	109	8	141
	Leptoceridae	3	8	16	8	19
	Glossosomatidae	2	7	16	7	18
	Ecnomidae	1		6		7
	Odontoceridae			5	10	5
	Hydrobiosidae			3	9	3
	Polycentropodidae			3	9	3
Diptera	Simuliidae	109	7	370	7	479
	Chironomidae	84	1	328	1	412
	Psychodidae	5	2	3	2	8
	Tipulidae	4	3	30	3	34
	Culicidae			13	2	13
	Ceratopogonidae	2	5	4	5	6
	Empididae	1	4	4	4	5
Coleoptera	Elmidae	51	6	667	6	717
	Psephenidae	11	10	345	10	356
	Ptilodactylidae	8	10	69	10	77
	Staphylinidae			3	6	3
	Dryopidae			2	6	2
	Chrysomelidae			1	4	1
	Hydrophilidae	3	3			3
	Scirtidae	1	4			1
Odonata	Coenagrionidae	9	7	13	7	22
	Platystictidae	3	9	16	9	19
	Megapodagrionidae	2	6	10	6	12
	Gomphidae			6	9	6
	Libellulidae	2	5	2	5	4
	Polythoridae			1	10	1
	Calopterygidae	1	7			1
Ephemeroptera	Baetidae	465	7	508	7	973
	Leptohyphidae	149	7	552	7	701
	Leptophlebiidae	46	9	187	9	233
	Euthyplociidae	1	9	8	9	9
Hemiptera	Belostomatidae	9	4	67	4	76
	Mesoveliidae			1	5	1
	Corixidae	4	5			4
Lepidoptera	Crambidae	45	7	79	7	124
Collembola	Isotomidae	2				2
Plecoptera	Perlidae	6	10	46	10	52
Megaloptera	Corydalidae			21	6	21
Totales	42	1244	186	4314	248	5,557

El Cuadro 2 compara la abundancia por familia de las secciones baja y alta de los ríos Indio y Gatún con sus respectivos valores BMWP. En la sección baja de río Indio se colectaron 849 individuos incluidos en 25 familias lo que representa el 68% del total de todos los individuos del río. Aquí las familias con mayor abundancia fueron: Baetidae e Hydropsychidae. En la sección alta se colectaron solamente 401 individuos incluidos en 23 familias (32% del total de los individuos colectados en el río); sin embargo, todas las familias estuvieron representadas por menos de 100 individuos. El total de individuos en

la sección baja de río Gatún fue de 3238, incluidos dentro de 35 familias (75% del total de individuos colectados en el río), mientras que en la sección alta fue de 1076 individuos incluidos en 29 familias. Al igual que en el río Indio, la sección baja del río Gatún exhibió la mayor abundancia de individuos por familia.

Las familias con mayor abundancia en la sección baja del río Gatún fueron: Hydropsychidae, Baetidae, Leptohyphidae, Elmidae, Simuliidae, Psephenidae, Chironomidae, Philopotamidae, e Hydroptilidae. El resto de las familias estuvieron representadas por menos de 100 individuos. En la sección alta sólo se observaron cuatro familias con más de 100 individuos. Los valores BMWP encontrados para la sección alta del río Indio fueron menores de 150, lo que equivale a aguas no contaminadas mientras que la sección baja del río Indio así como la sección baja y alta del río Gatún fueron iguales a 150 lo que indica que las aguas son limpias. En ambos ríos la sección alta se encuentra dentro del Parque Nacional Chagres lo que pudo haber influido en estos resultados. Adicionalmente, la sección baja de ambos ríos exhibió una mayor abundancia de individuos por familia probablemente debido a que el sustrato es muy rocoso y la corriente menos fuerte. Esta mayor abundancia de individuos por familia en la sección baja del cauce ha sido reportado en otros ríos de Panamá (Guinard, *et al.*, 2013; Bernal & Castillo, 2012).

A pesar de que la parte baja del río está más cerca de los asentamientos humanos, ésta posee alguna vegetación riparia y cobertura boscosa. En este tipo de ambiente vive una mayor cantidad de familias que atrapan su alimento en las rocas las cuales utilizan para protegerse. Al parecer, el tipo de sustrato y la reducción de la velocidad de la corriente influyen grandemente en la disponibilidad de alimentos para los insectos. Adicionalmente existen aberturas en la vegetación que permiten la entrada del sol a las fuentes de agua favoreciendo el crecimiento del perifiton que sirve como alimento para los grupos de insectos generalistas lo que resulta en mayor abundancia de individuos (Townsend, 1981; Ramírez & Pringle, 1998).

El índice de dominancia de Simpson (D'), es útil para localizar la presencia de grupos taxonómicos con valores altos de abundancia dentro de la comunidad, aunque no precisamente grupos dominantes ya que hay otros factores, además de la abundancia, que hacen a un grupo dominante (con alta influencia en el ecosistema), como puede ser su tamaño corporal o su papel ecológico. Se puede decir que en ninguno de los dos ríos hubo dominancia por parte de una o más familias pues los valores D' estuvieron muy cerca de 1 (Cuadro 3). El índice de Equidad (J'), fue de 0.6372 para río Indio y 0.7094 para el río Gatún, lo que indica que existe una distribución de individuos bastante equitativa (superior al 50%) entre las familias en ambos ríos. Los valores del índice de Shannon- Wiener (H') fueron de 2.2083 en río Indio y de 2.5615 para río Gatún correspondientes a una diversidad media (Margalef, 1998), lo que es respaldado por los índices de Simpson y de Equidad. De acuerdo con Wilhem & Dorris (1968) y Staub *et al.*, (1970), los valores H' encontrados en este estudio corresponden a una contaminación de moderada a ligera posiblemente de origen antrópico.

Cuadro 2. Número de individuos por familia en las secciones bajas y altas de los ríos Indio y Gatún y los valores BMWP Col para cada sección.

Ordenes	Familias	No de individuos Río Indio por sección				No de individuos Río Gatún por sección			
		Baja	BM WP Col	Alta	BM WP Col	Baja	BMW P Col	Alta	BMW P Col
Trichoptera	Hydropsychidae	11	7	18	7	456	7	161	7
	Philopotamidae	9	9	21	9	147	9	36	9
	Hydroptilidae	25	8	11	8	106	8	3	8
	Leptoceridae	21	8	2	8	3	8	13	8
	Glossosomatidae	1	7	0		12	7	4	7
	Ecnomidae	2		1		1		5	
	Odontoceridae	0		0		0		5	10
	Hydrobioscidae	0		0		3	9	0	
	Polycentropodidae	0		0		3	9	0	
Díptera	Simuliidae	98	7	11	7	361	7	9	7
	Chironomidae	22	1	62	1	258	1	70	1
	Psychodidae	5	2	6	2	3	2	0	
	Tipulidae	0		4	3	11	3	19	3
	Ceratopogonidae	0		2	5	4	5	0	
	Empididae	1	4	0		4	4	0	
	Culicidae	0		0		7	2	6	2
Coleoptera	Elmidae	42	6	9	6	415	6	252	6
	Psephenidae	9	10	2	10	301	10	44	10
	Ptilodactylidae	0		8	10	1	10	68	10
	Hydrophilidae	0		3	3	0		0	
	Scirtidae	1	4	0		0		0	
	Staphylinidae	0		0		1	6	2	6
	Dryophidae	0		0		2	6	0	
	Chrysomelidae	0		0		1	4	0	
Odonata	Coenagrionidae	1	7	8	7	12	7	1	7
	Platystictidae	0		3	9	5	9	11	9
	Libellulidae	1	5	1	5	1	5	1	5
	Megapodagrionidae	0		2	6	4	6	6	6
	Calopterygidae	1	7	0		0		0	
	Gomphidae	0		0		2	9	4	9
	Polythoridae	0		0		0		1	10
Ephemeroptera	Baetidae	38	7	80	7	454	7	54	7
	Leptohyphidae	5	7	95	7	435	7	117	7
	Leptophlebiidae	54	9	16	9	74	9	113	9
	Euthyplociidae	30	9	0		1	9	7	9
		1							
Hemíptera	Belostomatidae	9	4	0		42	4	25	4
	Corixidae	3	5	1	5	0		0	
	Mesoveliidae	0		0		1	5	0	
Lepidoptera	Crambidae	10	7	35	7	78	7	1	7
Collembola	Isotomidae	2		0		0		0	
Plecoptera	Perlidae	6	10	0		18	10	28	10
Megaloptera	Corydalidae	0		0		11	6	10	6
Totales		849	150	401	141	3,238	223	1,076	199

Cuadro 3. - Índices de diversidad de insectos acuáticos en los Ríos Indio y Gatún.

Índices de Diversidad	Ríos	
	Río Indio	Río Gatún
Simpson (D')	0.8161	0.9009
Shannon- Wiener (H')	2.2083	2.5615
H' Máxima	3.4656	3.6109
Equidad (J')	0.6372	0.7094
Número de Familias	32	37
Número de Individuos	1245	4314

Cuadro 4. Índices de diversidad de insectos acuáticos encontrados en las secciones alta y baja de los ríos Indio y Gatún.

Índices de Diversidad	Río Indio		Río Gatún	
	Sección Baja	Sección Alta	Sección Baja	Sección Alta
Simpson (D')	0.7527	0.8612	0.8946	0.8853
Shannon- Wiener (H')	1.9401	2.3148	2.4458	2.5224
H' Máxima	3.2187	3.0909	3.5551	3.3670
Equidad (J')	0.6027	0.7489	0.6879	0.7491
Número de Familias	25	22	35	29
Número de Individuos	850	395	3238	1076

En el Cuadro 4 se observa que tampoco hay dominancia marcada por parte de ninguna de las familias de insectos acuáticos registradas cuando se comparan las secciones baja y alta de ambos ríos ya que los valores D' estuvieron muy cerca de 1. Los valores de equidad, superiores al 50% indican que existe una distribución de individuos equitativa entre las familias en ambas secciones de los dos ríos aunque a simple vista las diferencias en números de individuos por familia parezcan considerablemente grandes. Los valores de Shannon-Wiener encontrados demuestran que existe una diversidad media en ambas secciones de los dos ríos lo que es respaldado por los índices de Simpson que indican que no hay predominio por parte de ninguna de las familias presentes. De igual manera los índices de Equidad indican que existe una distribución bastante homogénea del número de individuos entre las familias.

En nuestros sitios de estudio, las secciones bajas poseen la mayor cantidad de individuos tanto para río Indio como para río Gatún; sin embargo, no poseen mayor diversidad que las secciones altas por lo tanto la distribución es óptima y no hay predominio por parte de ninguna de las familias en dichas secciones.

Los valores del índice biológico EPT determinados, variaron de 12 para río Indio y 14 para el río Gatún lo que significa, de acuerdo con (Klemm *et al.*, 1990), que ambos ríos no han sido impactados aún. De acuerdo con los valores de ASPT obtenidos (Roldán, 2003; Álvarez *et al.*, 2006), que son ligeramente inferiores a 7 para los ríos Indio y Gatún (6.58 y 6.88, respectivamente), las aguas de ambos ríos están ligeramente contaminadas. Tal como se observa en el Cuadro No. 1, el efecto de esta ligera contaminación puede ser responsable por la pobre representación de algunas familias que sólo aparecen registradas con un individuo. De igual manera los valores ASPT para las secciones bajas y altas de cada río estudiado también indican una ligera contaminación

CONCLUSIONES

De acuerdo con los resultados obtenidos en este estudio, la presión humana cada vez mayor, debido a la creciente población que requiere tierras para vivir y desarrollar actividades económicas, están degradando gradualmente la calidad del agua de los ríos Indio y Gatún lo cual se refleja en una diversidad media y una pobre representación de algunas familias de insectos acuáticos. De igual manera los valores ASPT para las secciones bajas y altas de cada río estudiado también indican una ligera contaminación.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue realizado con la colaboración de la Sociedad Mastozoológica de Panamá (SOMASPA).

REFERENCIAS

Alba-Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. In IX Simpósio del Agua en Andalucía (SIAGA). Almería, 203-213p.

Álvarez-Arango, L.F., M.C. Arango-Jaramillo, & G. Roldán. 2006. Diversidad de los insectos acuáticos. BMWP/Col. Ed. Universidad de Antioquia, Medellín. 182 pp.

Armitage, P.D., D. Moss, J.F. Wright, & M.T. Furse. 1983. The performance of new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. *Water Res.* 17: 333-347.

Bernal, V.J.A. & H. M. Castillo. 2012. Diversidad, distribución de los insectos acuáticos y calidad del agua de la subcuenca alta y media del río Mula, Chiriquí, Panamá. *Tecnociencia* 14(1): 35-52.

Buss, D.F., D.F. Baptista, & J.L. Nessimian. 2003. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Cad. Saúde Pública* 19: 465-473. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102 311X2003000200013>.

Cambra, T. R.A & A. Santos. 2014. Monitoreo de insectos acuáticos y calidad del agua en el río Pirre, Parque Nacional Darién, República de Panamá. *Tecnociencia*, 16(2): 65-76.

Candanedo, I., E. Ponce & L. Riquelme. Compiladores. 2003. Plan de Conservación de Área para el Alto Chagres. The Nature Conservancy (TNC) y Asociación Nacional para la Conservación de la Naturaleza (ANCON). Panamá.

Chesters, R.K. 1980. Biological Monitoring Working Party. The 1978 National Testing Exercise. Technical memorandum, 19. Dept of the Envir, Water Data Unit. 37 pp.

Czerniawska-Kusza, I. 2005. Comparing modified biological monitoring working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water-quality assessment. *Limnologia* 35: 169-176.

Edwards, R. W., B.D. Hughes, & M.W. Read. 1975. Biological survey in the detection and assessment of pollution. In: Chadwick, M. J., Goodman, G. T (eds.) *The ecology of resource degradation and renewal. The 15th Symposium of the British Ecological Society*, 10-12 July 1973. Wiley, New York, p. 139-156.

Ellis, D. 1985. Taxonomic sufficiency in pollution assessment. *Mar Pollut. Bull.* 16: 45

Fenoglio S., G. Badino, & F. Bona. 2002. Benthic macroinvertebrate communities as indicators of river environment quality: an experience in Nicaragua. *Rev. Biol. Trop.* 50(3/4): 1125-1131.

Flowers, R. W. & C. De La Rosa. 2008. Ephemeroptera, p. 63-93. En: Springer, M., Ramírez, A., Hanson, P. 2010 (eds.). *Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I. Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos, métodos de recolección, biomonitorio acuático Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera, Trichoptera.* *Rev. Biol. Trop.* 58 (4): 1-240.

Gonçalves, F.B. & M.S. Menezes. 2011. A comparative analysis of biotic indices that use macroinvertebrates to assess water quality in a coastal river of Paraná state, southern Brazil, *Biota Neotrop.* 11(4): 27-36.

Guinard, J. del C., T. Rios & J.A. Bernal. 2013. Diversidad y abundancia de macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua de las cuencas alta y baja del río Gariché, Provincia de Chiriquí, Panamá. *Revista Gestión y Ambiente* 16(2): 61-70.

Gutiérrez –Fonseca, P. E. 2010. Guía ilustrada para el estudio ecológico y taxonómico de los insectos acuáticos del Orden Coleoptera en El Salvador. En: Springer, M. & J.M. Sermeño Chicas

(eds.). Formulación de una guía metodológica estandarizada para determinar la calidad ambiental de las aguas de los ríos de El Salvador, utilizando insectos acuáticos. Proyecto UES –OEA. Ed. Universitaria. 64 pp.

Gutiérrez –Fonseca, P. E. 2010. Plecoptera. *Rev. Biol. Trop.*, 58 (4): 139-148.

Hellawell, J. M. 1977. Change in natural and managed ecosystems. detection, measurement and assessment. *Proc. R. Soc. Lond. B* 197: 31-57.

Hellawel, J.M.1978. Biological surveillance of rivers. Water Research Center, Stevenage.322 pág. Citado por: Naranjo J., González D. El BMWP, un Índice Biótico promisorio. En: *Bioriente* 1 (1): 9- 12, 2007, p. 9-12.

Hellawell, J. M. 1989. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier Science Publishers, London.

Hilsenhoff, W. L. 1987. An improved biotic index of organic stream pollution. *Great Lakes Entomologist* 20: 31-39.

Hilsenhoff, W.L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *J. North Am. Benthological Soc.* 7: 65-68. <http://dx.doi.org/10.2307/1467832>.

Junqueira, V. M. & Campos, S. C. M. 1998. Adaptation of the“BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnol. Bras.* 10(2): 125-135.

Karr, J.R. & E.W. Chu. 1999. Restoring Life in Running Waters - Better Biological Monitoring. Island Press, Covelo, CA.

Kingston, P F & M.J. Riddle. 1989. Cost effectiveness of benthic faunal monitoring. *Mar. Pollut. Bull.* 20: 490-496.

Klemm, D.J., P.A.Lewis, F. Fulk & J.M. Lazorchack. 1990. Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters. EPA/600/4-90/030. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH 45268.

Krebs, Ch. 1985. *Ecología: estudio de la distribución y abundancia*. Segunda edición. Ed. Harla. México. 753 pp.

Margalef, R., 1998. *Ecología*. Editorial Omega. 968p.

McIntyre, A.D., M.J. Elliott, & D.V. Ellis. 1984. Introduction design of sampling programmes. In: Holme, N. A., McIntyre, A. D. (eds.) *Methods for the study of marine benthos*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 1-26 p.

Metcalf, J. L. 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: History and present status in Europe. *Environ. Pollut.* 60(1-2): 101-139.

Miserendino, M. & L. Pizzolón, L. 1999. Rapid assessment of river water quality using macroinvertebrates: a family level biotic index for the Patagonic Andean zone. En: *Acta Limnol. Bras.* 1(2): 137-148.

Posada, J.A., G.Roldán & J.J.Ramirez. 2000. Caracterización físicoquímica y biológica de la calidad de agua de la cuenca de la Quebrada Piedras Blancas, Antioquia, Colombia. *Rev. Biol. Trop.* 48 (1): 59-70.

Pinilla, G.A. 1998. Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia. Centro de Investigaciones Científicas. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Santafé de Bogotá.

Ramírez, A. & C. M. Pringle. 1998. Use of both and drift sampling techniques to assess tropical stream invertebrates communities along an altitudinal gradient, Costa Rica. *Freshwater Biol.* 39: 359-373.

Roldán, G. 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Fondo para la Protección del medio Ambiente. Editorial Presencia Ltda. Bogotá, Colombia. 217 pág.

Roldán, G. 2003. Bioindicación de la calidad de agua en Colombia: Uso del método BMWP/Col. Colombia. Editorial Universidad de Antioquia. 164 p.

Rosenberg, D.M. & V.H. Resh. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.* Chapman & Hall, New York.

Sánchez A., R., A. Cornejo, L. Boyero, & A. Santos. 2010. Evaluación de la calidad del agua en la cuenca del río Capira, Panamá, *Tecnociencia* 12 (2): 57-70.

Sermeño Chicas, J. M. Sermeño Chicas, J.M., L. Serrano Cervantes, M. Springer, M. R. Paniagua Cienfuegos, D. Pérez, A.W. Rivas Flores, R. A. Menjivar Rosa, D. L. Bonilla de Torres, F. A. Carranza Estrada, J. M. Flores Tensos, C. Gonzales, P. E. Gutierrez Fonseca, M. A. Hernández Martínez, A. J. Monterrosa Urías & 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). En: *Formulación de una guía metodológica estandarizada para determinar la calidad ambiental de las aguas de los ríos de El Salvador utilizando insectos acuáticos.* Proyecto Universidad de El Salvador (UES)- Organización de los Estados Americanos (OEA). SINAI Editores e Impresores,S.A. de C.V. San Salvador, El Salvador. 43p.

Springer, M. 2006. Clave taxonómica para larvas de las familias del orden Trichoptera (Insecta) de Costa Rica.En: *Rev. Biol. Trop.* 54 (Suppl. 1): 273-286.

Staub, R., J. W. Appling, A. M. Hofstetter & J. Hass. 1970. The effects of industrial wastes of Memphis and Shelby County on primary planktonic producers. *Bioscience* 20: 905-912.

Towns, D. 1981. Effects of artificial shading on periphyton and invertebrates in a New Zealand stream. *New Zeal. J. Mar. Fresh* 15: 185-192.

Wilhem, J.L. & T.C. Dorris. 1968. Biological parameters of water quality. *Bioscience*, 18:477-481.

Zuñiga De Cardoso, M del C, A.M. Rojas de Hernández & S. Mosquera. 1997. Biological aspects of Ephemeroptera in rivers of southwestern Colombia (South America) pp 261-268. En: P. Landolt y M. Sartori (eds) *Ephemeroptera and Plecoptera; Biology-Ecology-Systematics*. Mauron-Tinguely and Lachat S.A. Fribourg, Switzerland.

Recibido agosto de 2015, aceptado junio de 2016.