

ESTRUCTURA TRÓFICA DE LA COMUNIDAD DE INSECTOS ACUÁTICOS Y CALIDAD BIOLÓGICA DEL AGUA EN UN TRAMO DE LOS RÍOS LIMÓN, LOVAINA, ROSARIO ¹, ROSARIO ², PIXVAE Y DE MONA, EN EL CORREGIMIENTO DE PIXVAE, DISTRITO DE LAS PALMAS, PROVINCIA DE VERAGUAS.

TROPHIC STRUCTURE OF AQUATIC INSECT COMMUNITIES AND WATER BIOLOGICAL QUALITY IN A SECTION OF THE LIMÓN, LOVAINA, ROSARIO ¹, ROSARIO ², PIXVAE, AND DE MONA RIVERS, IN PIXVAE, LAS PALMAS DISTRICT, PROVINCE OF VERAGUAS.

Rodríguez, Viterbo; Acosta, Solmaira; Aguilar, Nidia

 **Viterbo Rodríguez**
viterbor@gmail.com
Universidad de Panamá, Panamá

 **Solmaira Acosta**
solserrano325@gmail.com
Universidad de Panamá, Panamá

 **Nidia Aguilar**
aidinaguilar08@gmail.com
Universidad de Panamá, Panamá

Revista Colegiada de Ciencia
Universidad de Panamá, Panamá
ISSN-e: 2710-7434
Periodicidad: Semestral
vol. 4, núm. 1, 2022
revcolciencias@up.ac.pa

Recepción: 11 Abril 2022
Aprobación: 15 Agosto 2022

URL: <http://portal.amelica.org/ameli/journal/334/3343527004/>

Resumen: Con la finalidad de determinar la calidad biológica del agua y la estructura trófica de la comunidad de insectos acuáticos asociados a un tramo de los ríos Limón, Lovaina, Rosario¹, Rosario², Pixvae y De Mona, se establecieron en cada tramo, una estación de muestreo con una longitud de 50 m. Los muestreos se realizaron desde diciembre de 2019 hasta mayo de 2021, para un total de 10 campañas de muestreo. A cada género encontrado se le asignó el grupo funcional de alimentación reportado en la literatura para el Neotrópico, los especímenes carentes de información para la región neotropical, se les asignó el grupo funcional de alimentación propuesto para la zona templada. Para el análisis de la calidad biológica del agua se utilizó el índice BMWP-Veraguas. Los tramos estudiados de los ríos Limón, Lovaina y Rosario¹ presentaron una calidad biológica del agua categoría I, que es considerada agua limpia no contaminada, mientras que, los ríos Rosario² y De Mona mostraron una categoría II, aguas no alteradas de modo sensible. El río Pixvae mostró una categoría de agua III, lo que significa que tiene evidentes efectos de contaminación. El análisis Cluster, hecho con la ausencia y presencia de géneros, mediante el coeficiente de similitud de Jaccard y vinculación completa, se pudo observar claramente la formación de tres grupos. El grupo 1, formado por los ríos Limón, Lovaina y Rosario¹, el grupo 2, formado por el río Pixvae y el grupo 3, formado por los ríos Rosario² y De Mona. Lo que parece indicar que los tramos de los ríos estudiados, con similitud en sus comunidades en cuanto a la estructura de géneros, tuvieron la misma calidad biológica del agua y la misma estructura trófica.

Palabras clave: Estructura trófica, calidad biológica, macroinvertebrados.

Abstract: Sampling stations were established in a 50 m. section of the Limón, Lovaina, Rosario¹, Rosario², Pixvae, and De Mona rivers, to determine the biological water quality and the trophic structure of the associated aquatic insect communities. Sampling was conducted from December 2019 until May 2021, for a total of 10 sampling campaigns for all rivers. Each genus found was assigned to a functional feeding group reported for the Neotropics. Specimens lacking feeding group information for the Neotropics were assigned a proposed group from the temperate zone. The BMWP-Veraguas were used for the biological water quality analysis. The studied sections of Limón, Lovaina, and Rosario¹ showed category I water quality, which is considered clean, non-polluted water, while segments from Rosario² and De Mona rivers showed category II water quality, which indicates water without sensitive alteration. The Pixvae river showed category III water quality, which means it had evident pollution effects. The cluster analysis performed with absence-presence of genera, through the Jaccard similarity coefficient and complete linkage allowed observation of 3 groups. Group 1 consisted of Limón, Lovaina, and Rosario¹ while group 2 was formed by the Pixvae river, and group 3 included rivers Rosario² and De Mona. Community similarity in genus structure seems to indicate that studied river sections have the same biological water quality and the same trophic structure as well.

Keywords: Trophic structure, water quality, macroinvertebrate.

INTRODUCCIÓN

En la actualidad se recomienda el uso de macroinvertebrados acuáticos en las evaluaciones de la calidad biológica del agua (Roldán-Pérez, 1988, 1999, 2003 y 2016), ya que son los mejores indicadores de la calidad biológica del agua (Alonso y Camargo-Benjumbeda, 2005; Fenoglio et al., 2002). Tenemos entonces, que el término calidad biológica del agua, surge al analizar la composición y estructura de las comunidades de macroinvertebrados en los ecosistemas acuáticos (Alba-Tercedor, 1996), y está muy relacionado con la salud del ecosistema (Springer, 2010a). A la vez, existen métodos analíticos para confirmar la calidad del agua, basados en parámetros que definen los diferentes usos que se le pueden dar, sin subestimar el valor de estos métodos analíticos, una de sus desventajas es el de poseer cualidades que los hacen muy puntuales (Roldán-Pérez, 1988; Alba-Tercedor, 1996).

Existe una estrecha relación entre las condiciones de un hábitat y los rasgos biológicos de la comunidad existente (Townsend y Hildrew, 1994). Para comprender los procesos ecológicos que ocurren en un ecosistema acuático, es necesario el conocimiento de los hábitos de alimentación de la comunidad que lo habita (Cummins, 1973). Uno de los principales componentes de los ecosistemas lóticos son los macroinvertebrados, siendo los insectos acuáticos, principalmente sus formas larvales, los de mayor frecuencia en este grupo. Estos forman un importante vínculo en la transferencia energética a distintos niveles tróficos de las cadenas alimenticias (Hanson et al., 2010). Las funciones ecológicas de los organismos, entre ellos los insectos acuáticos, pueden describirse mediante una multitud de rasgos biológicos generales, que

reflejan las adaptaciones a las condiciones ambientales de un ecosistema acuático (Townsend y Hildrew, 1994). La alimentación es un rasgo biológico que puede variar de acuerdo con las condiciones ambientales del ecosistema y representa la dependencia de la comunidad trófica hacia recursos alimentarios particulares. Por lo cual, las estrategias de alimentación reflejan las adaptaciones de las especies y podrían formar parte de una medida funcional, cuando se trata de evaluar la salud de un ecosistema acuático o la calidad biológica de sus aguas (Statzner et al., 2001).

Dentro de la estructura de las comunidades de insectos acuáticos, las relaciones tróficas son un elemento esencial, porque son determinantes, en todos los aspectos biológicos, fisiológicos, etológicos y ecológicos de la vida de dichos invertebrados (Yule, 1996). Existen dos clasificaciones que hacen énfasis en la alimentación de los insectos acuáticos, la primera basada en la función y comportamiento de alimentación (Cummins, 1973), los grupos funcionales de alimentación (GFA). Esta clasificación consiste en la relación entre las categorías de recursos alimenticios presentes en el ambiente, la manera como los organismos capturan este alimento, la anatomía de sus estructuras bucales y las poblaciones de invertebrados de agua dulce que se adaptan de manera eficiente al uso de un recurso determinado de alimento, dividiendo a los macroinvertebrados en GFA que incluyen, colectores, colectores-filtradores, colectores-recolectores, depredadores, raspadores, trituradores o fragmentadores y la segunda clasificación, basada en el tipo de alimento ingerido, los gremios tróficos o grupos tróficos (Cummins, 1973), que pueden ser, detritívoros, herbívoros, y depredadores.

Los GFA se enfocan en la función: coleccionar, recolectar, raspar, filtrar, depredar y fragmentar y los gremios tróficos en el alimento consumido: detrito, tejido animal vivo o tejido vegetal, sin importar la forma de consumo (Guzmán-Soto y Tamarís-Turizo, 2014).

Debido a que la estructura de la comunidad bentónica de insectos acuáticos, se utilizan en la determinación de la calidad biológica del agua en Panamá (Lombardo y Rodríguez, 2008; Pino y Bernal, 2009; Rodríguez et al., 2009; Águila y García, 2011; Rios et al., 2015; Rodríguez y Cárdenas, 2017) y existen estudios relacionados con la estructura de los GFA. (Rodríguez, et al., 2014, Rodríguez y Cárdenas 2017, Rodríguez, et al., 2017; Cumbreira y Rodríguez, 2018) y este conocimiento del papel trófico, es necesario para un conocimiento completo sobre la estructura de las comunidades acuáticas (Jackson y Sweeney, 1995; Greathouse y Pringle 2006), razón por la cual, el objetivo del presente estudio fue integrar elementos de la estructura trófica, específicamente los grupos funcionales de alimentación (GFA) de los insectos acuáticos, a la métrica de calidad biológica del agua (BMWP/Veraguas).

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área de estudio

El presente estudio, se realizó, en un tramo de los siguiente ríos pertenecientes a la cuenca del río Cate (No. 116), en la vertiente Pacífico, en tres de los principales ríos ubicados en la carretera hacia el corregimiento de Pixvae, provincia de Veraguas. En el río Limón, se encuentra localizado en las coordenadas 17 N 445547 y 870164 (UTM) 72 m s.n.m., el río Lovaina se encuentra localizado en las coordenadas 17 N 444865 y 870425 (UTM) 57 m s.n.m., mientras, el río Rosario¹ se localiza en las coordenadas 17 N 443776 y 870509 (UTM) 64 m s.n.m. (Figura. 1).

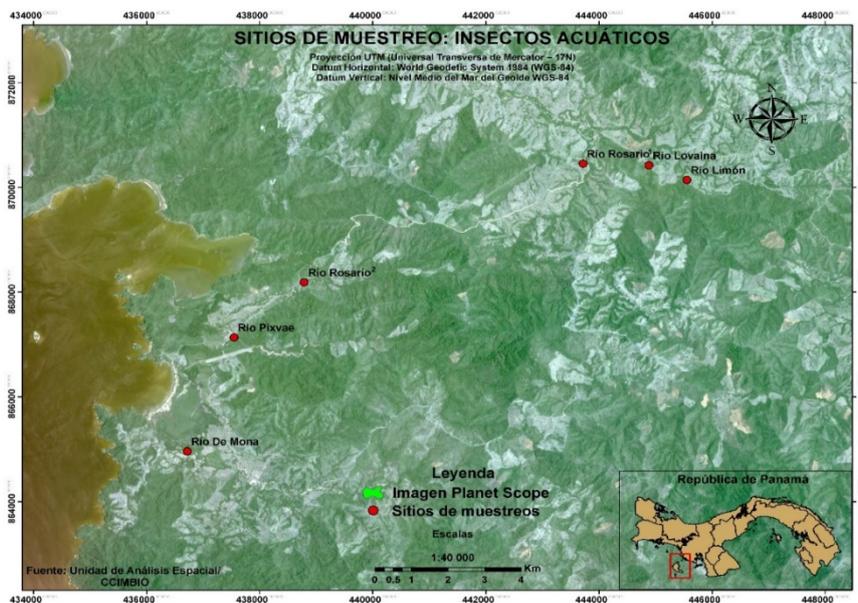


FIGURA 1

Ubicación en el área de estudio de los tramos de los ríos Limón, Lovaina y Rosario¹, Rosario², Pixvae y De Mona, corregimiento de Pixvae, provincia de Veraguas.

Fuente: Centro de Capacitación, Investigación y Monitoreo de la Biodiversidad en Coiba, (CCIMBIO-COIBA).

En el río Pixvae el tramo se encuentra localizado en las coordenadas 17 N 437545 y 867136 (UTM) 21 m s.n.m., y en el río Rosario², localizado en el poblado denominado Rosario, corregimiento de Pixvae, cuyo tramo se encuentra en las coordenadas 17 N 438748 y 868193 (UTM) 28 m s.n.m.. El río De Mona se ubica entre el distrito de Las Palmas y Soná, provincia de Veraguas y el tramo estudiado se encuentra en las coordenadas 17 N 436719 y 864960 (UTM) 12 m s.n.m., (Figura 1).

Los tramos en cada río tienen una longitud de 50 m. y se seleccionaron tomando en cuenta la mayor diversidad de hábitats posibles, para utilizar la técnica de muestreo multi-hábitats, propuesta por, Sermeño-Chicas et al., (2010). Los ríos seleccionados pertenecen a la vertiente Pacífico y el esfuerzo de muestreo en cada tramo estudiado fue de 45 minutos para tres personas.

Método de recolección de muestras

En los ríos Limón, Lovaina y Rosario¹, se realizaron muestreos desde enero hasta marzo del 2020 y desde enero de 2021 hasta mayo del 2021, en enero y marzo de 2021 se muestrearon dos veces al mes los tramos seleccionados, para un total de 10 campañas de muestreos.

En los tramos seleccionados de los ríos, Rosario², Pixvae y De Mona, se realizaron muestreos desde diciembre del 2019 hasta marzo del 2020 y desde enero hasta mayo del 2021, con una recolecta mensual para un total de 10 campañas de muestreos.

Para capturar los insectos acuáticos se utilizaron redes tipo D-Net de 500µm, realizando barridos a lo largo de la orilla y para capturar insectos que estaban adheridos a tallos, hojas y raíces de plantas sumergidas y en el fondo (Rodríguez et al., 2017). El contenido de la red, se colocó, en una bandeja de color blanco y luego “in situ” con ayuda de pinzas entomológicas se extrajeron los insectos acuáticos.

Para registrar la mayor cantidad de taxa, se utilizaron pinzas entomológicas para recolectar los organismos directamente del sustrato (Ramírez, 2010a). Todos los insectos acuáticos recolectados fueron almacenados

en envases plásticos de 150 ml., rotulados y fijados en alcohol al 70%, más dos gotas de glicerina para mantener blandas y flexibles las estructuras de los organismos (Roldán, 1988). Todo el material recolectado fue transportado al Centro de capacitación, investigación y monitoreo de la biodiversidad en Coiba, (CCIMBIO-COIBA), Centro Regional Universitario de Veraguas, Universidad de Panamá.

Tratamiento de muestras en laboratorio.

Los insectos acuáticos fueron identificados y cuantificados hasta el nivel de género con la ayuda del estereoscopio (Marca Nikon, Modelo C-LEDS) y el uso de claves taxonómicas de Roldán (1988); Flowers y De La Rosa (2010); Ramírez (2010b); Gutiérrez-Fonseca (2010); Springer (2010b), Todas las muestras identificadas se depositaron en el Centro de Capacitación, Investigación y Monitoreo de la Biodiversidad en Coiba, Centro Regional Universitario de Veraguas, Universidad de Panamá.

Asignación de los grupos funcionales alimentarios

A los insectos recolectados se les asignaron grupos funcionales de alimentación de acuerdo con la literatura especializada para taxones neotropicales: Tomanova et al., (2006), Fenoglio et al., (2008), Domínguez y Fernández (2009); Reynaga (2009); Chará-Serna et al., (2010); Rodríguez-Barrios et al., (2011); Chará-Serna et al., (2012); Rodríguez et al., (2014) y Rodríguez et al., (2015). A los especímenes carentes de información para la región neotropical, se les asignaron el grupo funcional de alimentación propuesto por Merritt et al., (2008) para Norteamérica. Se consideraron los siguientes grupos funcionales de alimentación: colectores, colectores-filtradores, colectores-recolectores, depredadores, raspadores y fragmentadores.

Determinación de la calidad biológica del agua.

Índice BMWP (Biological Monitoring Working Party).

Se utilizó el índice biótico BMWP adaptado para Veraguas (BMWP-Veraguas), utilizando la tabla de puntuaciones del índice BMWP-Veraguas (Rodríguez et al., 2009), (Tabla 1), donde se le asigna una puntuación correspondiente a cada familia de macroinvertebrados. El valor del índice se obtuvo sumando los valores de tolerancia de cada familia recolectada por estación de muestreo, independientemente de su abundancia. Luego del cálculo obtenido del BMWP/Veraguas, se clasificó calidad biológica del agua de cada río en categorías utilizando el cuadro propuesto por Alba-Tercedor y Sanchez-Ortega, 1988; Alba-Tercedor, 1996. (Tabla 2)

TABLA 1

Puntajes de los macroinvertebrados acuáticos para el índice BMWP modificado para Veraguas, Panamá.

FAMILIAS	PUNTAJES
Anomalopsychidae, Ephemeroidea, Hydroptilidae, Odontoceridae, Perlidae, Psephenidae.	10
Euthyplociidae, Heptageniidae, Hydrobiosidae, Hydroptilidae, Leptoceridae, Leptophlebiidae, Polycentropodidae.	9
Aeshnidae, Calamoceratidae, Calopterygidae, Cordulegastridae, Corduliidae, Gomphidae, Helicopsychidae, Lestidae, Libellulidae, Philopotamidae, Protonuridae.	8
Ephemerellidae, Ptilodactylidae, Xiphocentronidae.	7
Ampullariidae (= Filidae), Corydalidae, Megapodagrionidae, Platystictidae, Scirtidae.	6
Crambidae (=Pyralidae), Dryopidae, Elmidae, Hydraenidae, Hydroptilidae, Liriodactylidae, Physidae, Simuliidae, Thianidae, Viviparidae.	5
Baetidae, Caenidae, Chrysomelidae, Corbiculidae, Curculionidae, Diptera, Empididae, Leptohyphidae, Noteridae, Staphylinidae, Stratiomyidae, Tabanidae.	4
Belostomatidae, Elaberiidae, Ceratopogonidae, Corixidae, Dytiscidae, Gelastocoridae, Gerridae, Gyrinidae, Hebridae, Hydrometridae, Hydrophilidae, Mesoveliidae, Naucoridae, Nepidae, Notonectidae, Saldidae, Tipulidae, Veliidae	3
Culicidae, Chironomidae, Muscidae, Syrphidae.	2
Anélidos, Lampyridae, Psychodidae.	1

Fuente: Tomado y modificado de Rodríguez et al., (2009).

TABLA 2
Significados de los valores BMWP y colores a utilizar para representación cartográfica.

Clase	Calidad	Valor	Significado	Color
I	Buena	>101	Agua limpia, no contaminada	AZUL
II	Aceptable	61 - 100	No alterada de modo sensible	VERDE
III	Dudosa	36 - 60	Evidentes efectos de contaminación	AMARILLO
IV	Crítica	16 - 35	Aguas muy contaminadas	NARANJA
V	Muy crítica	< 15	Aguas fuertemente contaminadas	ROJO

Fuente: Alba-Tercedor y Sanchez-Ortega, 1988; Alba-Tercedor, 1996; Alba-Tercedor y Pujante, 2000.

Análisis estadístico

Las semejanzas en la estructura de las comunidades, por los géneros presentes en ellas, fue calculada a través de un análisis cluster de similitud basada en el coeficiente de Jaccard (Magurran, 1988). Los análisis de los datos, se realizaron mediante el software Past (versión 4,05) (Hammer et al., 2001).

RESULTADOS

Grupos funcionales de alimentación de la comunidad de insectos acuáticos de los ríos Limón, Lovaina y Rosario¹.

En la tabla 3, se presenta el listado de los órdenes, familias y géneros encontrados en los ríos Limón, Lovaina, Rosario¹, Pixvae, Rosario² y De Mona. La tabla 4, muestra la clasificación en grupos funcionales de alimentación del total de los géneros de insectos acuáticos encontrados en los ríos Limón, Lovaina, Rosario¹, Pixvae, Rosario² y De Mona.

TABLA 3
 Listado de órdenes y géneros recolectados en los tramos estudiados de los ríos Limón, Lovaina, Rosario¹, Pixvae, Rosario² y De Mona, en el corregimiento de Pixvae, distrito de Las Palmas, provincia de Veraguas, Panamá. Muestreos realizados desde enero hasta marzo del 2020 y desde enero hasta mayo del 2021.

ORDENES	RÍOS POR CRIBATI DE ABERDONDIA					Muestros de total	TOTAL
	Limón	Lovaina	Rosario ¹	Pixvae	Rosario ²		
DEBENTHICATA	2(0.1)	---	4(0.13)	---	---	---	6
DEBENTHICATA	---	---	---	---	---	---	---
Dicopa	---	---	---	---	---	1	1
Chironomidae (*)	---	---	---	---	---	4	4
Dryops	---	---	---	---	---	9	9
Palaemon	---	---	---	---	---	22 (48)	218
Chironomidae (*)	---	---	---	---	---	17 (44)	17 (44)
Drosophila (*)	---	---	---	---	---	2	2
Ethmosia	---	---	---	---	---	1	1
Cyrtopoda	---	---	---	---	---	1	1
Diatoma	---	---	---	---	---	3	3
Heteromera	---	---	---	---	---	13	14
Microtrichia	---	---	---	---	---	1	7
Microtrichia	---	---	---	---	---	8	276
Phlebotomus	---	---	---	---	---	11	11
Phlebotomus	---	---	---	---	---	13	13
Stratiomyidae (*)	---	---	---	---	---	19	19
Acidopoda	---	---	---	---	---	3	3
Oxypoda	---	---	---	---	---	1	1
Stratiomyidae (*)	---	---	---	---	---	1	1
Tropidomyia	---	---	---	---	---	5	5
Lempididae (*)	---	---	---	---	---	38	38
Lempididae (*)	---	---	---	---	---	1	1
Lempididae (*)	---	---	---	---	---	9	9
Heteromera	---	---	---	---	---	10	10
Pipistrellus	---	---	---	---	---	175	175
Acanthomyia	---	---	---	---	---	204	204
Palaemonidae (*)	---	---	---	---	---	1	1
Stratiomyidae (*)	---	---	---	---	---	30	30
Stratiomyidae (*)	---	---	---	---	---	138	138
DEBENTHICATA	---	---	---	---	---	---	---
Acanthomyia	---	---	---	---	---	4	4
Acanthomyia	---	---	---	---	---	2	2
Acanthomyia	---	---	---	---	---	10	10
Culex	---	---	---	---	---	5	5
Chironomus	---	---	---	---	---	20	20
Chironomus	---	---	---	---	---	38	38
Chironomus	---	---	---	---	---	23	23
Heteromera	---	---	---	---	---	1	1
Lepidoptera	---	---	---	---	---	4	4
Odonatoptera	---	---	---	---	---	4	4
Stratiomyidae (*)	---	---	---	---	---	40	40
Stratiomyidae (*)	---	---	---	---	---	65	65
Stratiomyidae (*)	---	---	---	---	---	7	7
Stratiomyidae (*)	---	---	---	---	---	1	1
DEBENTHICATA	---	---	---	---	---	---	---
Acanthomyia	---	---	---	---	---	18	18
Bemia	---	---	---	---	---	149	149
Bemia	---	---	---	---	---	110	110
Ochlerotatus	---	---	---	---	---	2	2
Campoplex	---	---	---	---	---	6	6
Microtrichia	---	---	---	---	---	2	2
Microtrichia	---	---	---	---	---	2	2
Class	---	---	---	---	---	2	2
Euryptera	---	---	---	---	---	3	3
Euryptera	---	---	---	---	---	2	2
Stratiomyidae (*)	---	---	---	---	---	24	24
Stratiomyidae (*)	---	---	---	---	---	4	4
Ephyridia	---	---	---	---	---	14	14
Lepidoptera	---	---	---	---	---	152	152
Trochilidae	---	---	---	---	---	26	26
Vespa	---	---	---	---	---	35	35
Vespa	---	---	---	---	---	3	3
Pterodroma	---	---	---	---	---	139	139
Trochilidae	---	---	---	---	---	150	150
Trochilidae	---	---	---	---	---	1183	1183
Trochilidae	---	---	---	---	---	5	5
Trochilidae	---	---	---	---	---	24	24
DEBENTHICATA	---	---	---	---	---	---	---
Diatoma	---	---	---	---	---	9	9
Lepidoptera	---	---	---	---	---	7	7
Trochilidae	---	---	---	---	---	10	10
Stratiomyidae (*)	---	---	---	---	---	5	5
Stratiomyidae (*)	---	---	---	---	---	6	6
Stratiomyidae (*)	---	---	---	---	---	2	2
Trochilidae	---	---	---	---	---	9	9
Trochilidae	---	---	---	---	---	1	1
Mesochorus	---	---	---	---	---	1	1
Mesochorus	---	---	---	---	---	6	6
Heteromera	---	---	---	---	---	1	1
Heteromera	---	---	---	---	---	17	17
Cryptomyia	---	---	---	---	---	30	30
Heteromera	---	---	---	---	---	2	2
Lepidoptera	---	---	---	---	---	4	4
Curculionidae	---	---	---	---	---	14	14
Microtrichia	---	---	---	---	---	29	29
Rhagoletis	---	---	---	---	---	268	268
Rhagoletis	---	---	---	---	---	101	101
DEBENTHICATA	---	---	---	---	---	---	---
Phlebotomus	---	---	---	---	---	18	18
DEBENTHICATA	---	---	---	---	---	---	---
DEBENTHICATA	---	---	---	---	---	---	---
DEBENTHICATA	---	---	---	---	---	---	---
Acanthomyia	---	---	---	---	---	1	1
Heteromera	---	---	---	---	---	133	133
Alga	---	---	---	---	---	103	103
Heteromera	---	---	---	---	---	1	1
Cordulegaster	---	---	---	---	---	3	3
Cordulegaster	---	---	---	---	---	1	1
Heteromera	---	---	---	---	---	1	1
Ephyridia	---	---	---	---	---	12	12
Phlebotomus	---	---	---	---	---	15	15
Phlebotomus	---	---	---	---	---	5	5
Phlebotomus	---	---	---	---	---	1	1
Phlebotomus	---	---	---	---	---	13	13
Lepidoptera	---	---	---	---	---	9	9
Stratiomyidae (*)	---	---	---	---	---	4	4
Ephyridia	---	---	---	---	---	5	5
Lepidoptera	---	---	---	---	---	16	16
Microtrichia	---	---	---	---	---	12	12
Microtrichia	---	---	---	---	---	19	19
Cora	---	---	---	---	---	3	3
DEBENTHICATA	---	---	---	---	---	---	---
Acanthomyia	---	---	---	---	---	1417	1417
Phlebotomus	---	---	---	---	---	47	47
Heteromera	---	---	---	---	---	4	4
Heteromera	---	---	---	---	---	4	4
Campoplex	---	---	---	---	---	6	6
Campoplex	---	---	---	---	---	9	9
Cestonema	---	---	---	---	---	2	2
Ephyridia	---	---	---	---	---	21	21
Ephyridia	---	---	---	---	---	270	270
Microtrichia	---	---	---	---	---	25	25
Microtrichia	---	---	---	---	---	25	25
Stratiomyidae (*)	---	---	---	---	---	790	790
Hydroptila	---	---	---	---	---	1	1
Hydroptila	---	---	---	---	---	3	3
Hydroptila	---	---	---	---	---	25	25
Hydroptila	---	---	---	---	---	4	4
Trochilidae	---	---	---	---	---	4	4
Mesochorus	---	---	---	---	---	13	13
Mesochorus	---	---	---	---	---	513	513
Phlebotomus	---	---	---	---	---	2	2
TOTAL	2102	2878	3019	483	1622	163	10827

Nota. (*) géneros sin confirmar.

De los 60 géneros encontrados en el río Limón, se logró asignar grupos funcionales de alimentación a 33 (55 %) con la literatura especializada para taxones neotropicales, a 19 (31,6 %) géneros se le asignaron la clasificación propuesta por Merritt et al.,(2008) para Norte América y a 8 géneros (13,3 %) no se le pudo asignar el grupo funcional de alimentación por falta de información en la literatura. El grupo funcional de alimentación dominante en el río Limón, en cuanto a su porcentaje de abundancia, corresponde al colector-recolector con 13 géneros y 1 094 individuos, lo que corresponde al 52,05 % del total de la recolecta; seguido por los depredadores con 24 géneros y 638 (30,35 %) individuos; el colector-filtrador con 5 géneros y 246 (11,70 %) individuos; el fragmentador con 4 géneros y 67 (3,19 %) individuos. Los recolectores, colectores y raspadores solo representaron en conjunto el 1,81 % de la recolecta (Figura 2).

En el río Lovaina, de los 64 géneros encontrados, se logró asignar grupos funcionales de alimentación a 42 (65,6 %) con la literatura especializada para taxones neotropicales, a 19 (29,7 %) géneros se le asignó la clasificación propuesta por Merritt et al., (2008) para Norte América y a 3 géneros (4,8 %) no se le pudo asignar el grupo funcional de alimentación por falta de información en la literatura. El grupo funcional de alimentación dominante en términos de su abundancia, en el río Lovaina, corresponde al colector-recolector con 16 géneros y 1 225 (45,74 %) individuos; seguido de los depredadores con 27 géneros y 701 (26,18 %) individuos; el colector-filtrador con 8 géneros y 565 (21,25 %); los fragmentadores con 4 géneros y 112 (4,18 %); los recolectores con dos géneros y 35 (1,31 %) individuos. Los colectores y raspadores representaron el 0,78 % de la recolecta, (Figura 2).

En el río Rosario¹, de los 70 géneros encontrados, se logró asignar grupos funcionales de alimentación a 37 (52,86 %) géneros con la literatura especializada para taxones neotropicales, a 26 (37,14 %) géneros se le asignó la clasificación propuesta por Merritt et al.,(2008)para Norte América y 7 (10 %), no se le pudo asignar el grupo funcional de alimentación por falta de información en la literatura. El grupo funcional de alimentación dominante, en el río Rosario¹, en término de su abundancia fue: el colector-recolector con 15 géneros y 1 710 individuos lo que representa el 56,64 % de la recolecta; seguido por los depredadores con 30 géneros y 686 (22,72 %) individuos; luego los colectores-filtradores con 5 géneros y 351 (11,63 %); los fragmentadores con 5 géneros y 167 (5,53 %) y los recolectores con dos géneros y 64 (2,12 %) de los individuos (Figura 2).

Grupos funcionales de alimentación de la comunidad de insectos acuáticos en los ríos Rosario², Pixvae y De Mona.

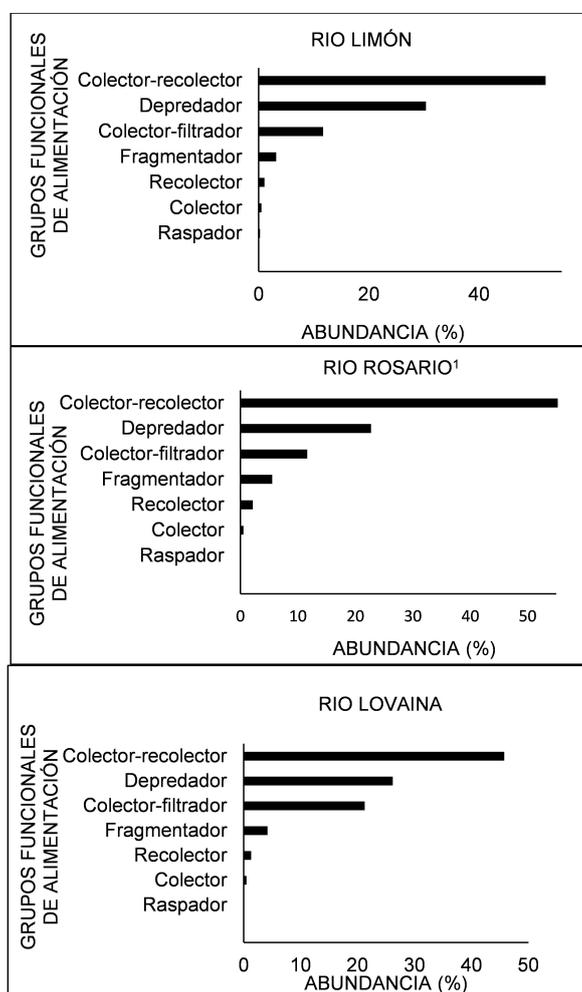
De los 66 géneros recolectados en el río Rosario², a 44 (66,66 %), pudieron ser clasificados en grupos funcionales de alimentación, con la literatura especializada para el Neotrópico y a 20 (30,30 %) se les asignó el grupo funcional de alimentación propuesto para climas templados de Norteamérica (Merritt et al.,2008), y dos géneros por carecer de información, no se les asignó un grupo funcional de alimentación. El grupo funcional de alimentación predominante correspondió al colector-recolector, conformado por 18 géneros y 564 individuos (34,7%), seguido del recolector con 4 géneros y 353 individuos (21,7%); depredador con 23 géneros y 320 individuos (19,7%); colector-filtrador con 7 géneros y 302 individuos (18,6%); fragmentador con 7 géneros y 53 individuos (3,3%); colector con 3 géneros y 12 individuos (0,7%) y, por último, el grupo raspador con 2 géneros y 8 individuos (0,5%) (Figura 3).

De los 52 géneros recolectados en el río Pixvae, 34 (65,38 %) pudieron ser clasificados en grupos funcionales de alimentación con la literatura especializada para el Neotrópico, a 17 géneros (32,69 %) se les asignó el grupo funcional de alimentación propuesto para climas templados de Norteamérica (Merritt et al.,2008), por carecer de información para el Neotrópico y a un solo género no se le pudo asignar el grupo funcional de alimentación, por carecer de información (Figura 3).

El grupo funcional de alimentación dominante en cuanto a su abundancia, correspondió a los depredadores con 196 (42,79 %) individuos y 20 géneros; seguido del colector-recolector con 144 (31,44 %) y 18 géneros; el colector-filtrador con 66 (14,41 %) y 5 géneros; el recolector con 41 (8,95 %) y 4 géneros; el fragmentador con 8 (1,75 %) y con tres géneros; por último el raspador con 2 (0,44 %) y un solo género (Figura 3).

En el río De Mona, de los 55 géneros recolectados, se logró asignar grupo funcional de alimentación a 38 (69,09 %) con la literatura especializada para el Neotrópico a 16 (29,09 %) se les asignó el grupo funcional de alimentación propuesto para climas templados de Norteamérica (Merritt et al., 2008), y solo un género (1,81 %), no se le pudo asignar un grupo funcional de alimentación por carecer de información (Figura 3).

En el río De Mona el grupo funcional de alimentación predominante en cuanto al número de individuos, fue el de los depredadores con 293 (30,75 %) individuos y 23 géneros, seguido de los colectores-filtradores con 313 (32,84 %) individuos y 5 géneros, los colectores-recolectores con 273 (28,65 %) y 14 géneros, los fragmentadores con 51 (5,35 %) y 6 géneros, los recolectores con 18 (1,89 %) y 4 géneros, los colectores con 4 (0,42 %) y 2 géneros y por último el grupo raspador con un individuo (0,10 %) y un género (Figura 3).

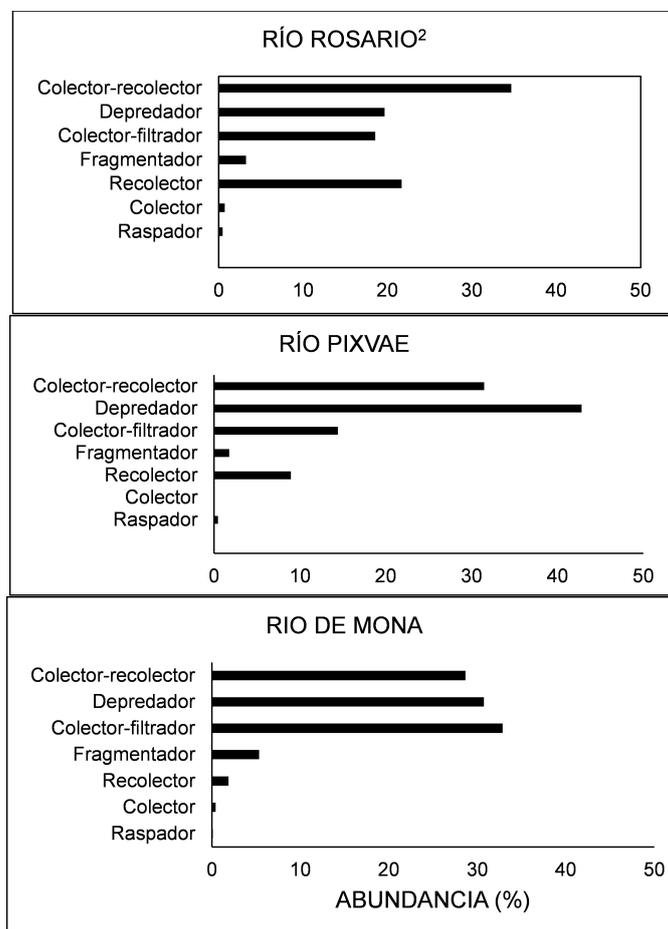


Fuente: Producción de los autores

FIGURA. 2

Grupos funcionales de alimentación (GFA) de los géneros de insectos acuáticos recolectados en los tramos estudiados de los ríos Limón, Lovaina y Rosario ¹, corregimiento de Pixvae, distrito de Las Palmas, provincia de Veraguas, Panamá. Muestras realizadas desde enero hasta marzo del 2020 y desde enero hasta mayo del 2021.

De los 124 géneros recolectados en los seis tramos de los ríos estudiados, se les asignó grupo funcional de alimentación, con la literatura especializada para la región Neotropical a 55 géneros, lo que equivale al 44,3 %, mientras que a 59 (47,5 %) de los géneros se le asignó el grupo funcional de alimentación propuesto por Merritt et al., 2008, para la Zona Templada y a 10 (8 %) no se les pudo asignar un grupo funcional de alimentación por carecer de información (Tabla 4).



Fuente: Producción de los autores.

FIGURA 3

Grupos funcionales de alimentación de los insectos acuáticos, recolectados en los tramos estudiados de los ríos Rosario², Pixvae y De Mona. Muestras realizadas desde enero hasta marzo del 2020 y desde enero hasta mayo de 2021.

Determinación de la calidad biológica del agua Índice BMWP (Biological Monitoring Working Party).

Los ríos Limón, Lovaina y Rosario¹ mostraron una calidad biológica del agua categoría I, que es considerada agua limpia no contaminada, mientras que, los ríos Rosario² y De Mona mostraron una categoría II, aguas no alteradas de modo sensible. El río Pixvae mostró una categoría de agua III, lo que significa que tiene evidentes efectos de contaminación (Tabla 5).

TABLA 5
 Calidad biológica del agua según el índice BMWP-Veraguas, de los ríos Limón, Lovaina, Rosario¹, Rosario² y De Mona, en el corregimiento de Pixvae, distrito de Las Palmas, provincia de Veraguas, Panamá. Muestreos realizados desde enero hasta marzo del 2020 y desde enero hasta mayo del 2021.

Ríos	$\bar{x} \pm DS$	Calidad Biológica del agua	CATEGORIA
Limón	102,3 ± 26,4	Agua limpia, no contaminada	I buena
Lovaina	133,6 ± 19,8	Agua limpia, no contaminada	I buena
Rosario 1	106,9 ± 24,4	Agua limpia, no contaminada	I buena
Pixvae(*)	59,9 ± 22,8	Evidentes efectos de contaminación	III dudosa
Rosario 2	87,7 ± 23,3	No alterada de modo sensible	II aceptable
De Mona	70,5 ± 1,7	No alterada de modo sensible	II aceptable

Nota. (*) En el río Pixvae el tamaño de la muestra fue de 8, debido a que en los dos últimos muestreos se secó.

Semejanzas entre la estructura de las comunidades, encontradas en los ríos Limón, Lovaina, Rosario1, Rosario2, Pixvae y De Mona.

Mediante el análisis clúster de la estructura de géneros de las comunidades de insectos acuáticos en los ríos estudiados (Figura 4), se puede observar claramente la formación de tres grupos. El grupo 1, formado por: los ríos Limón, Lovaina y Rosario¹, el grupo 2, formado por: el río Pixvae y el grupo 3, formado por: los ríos Rosario² y De Mona.

Los ríos del grupo 1, Limon, Lovaina y Rosario¹ tienen la misma calidad biológica del agua (categoría I, agua limpia, no contaminada); el río Pixvae, que pertenece al grupo 2, tiene una calidad de agua categoría III (evidentes efectos de contaminación) y los ríos del grupo 3 formado por los ríos Rosario² y De Mona tienen la misma calidad biológica del agua (categoría II aceptable, no alterada de modo sensible (Tabla 5).

En cuanto a la estructura de los grupos funcionales de alimentación los ríos Limon, Lovaina y Rosario¹, que pertenecen al grupo 1, tienen la misma estructura ordenada en términos de su abundancia, de la siguiente manera: colector-recolector, depredador, colector-filtrador, fragmentador, recolector, colector y raspador (Figura 2), mientras que el río Pixvae tiene incremento en la abundancia de los depredadores, es el grupo funcional de alimentación más abundante, con el 40,79 % (Figura 3). Los ríos del grupo 3, Rosario² y De Mona tienen los mismos grupos funcionales de alimentación, como los más abundantes, pero en distinto orden, colector-recolector, recolector, depredador, colector-filtrador y fragmentador, con abundancia de 97,85 % y 99,48, respectivamente (Figura 3).

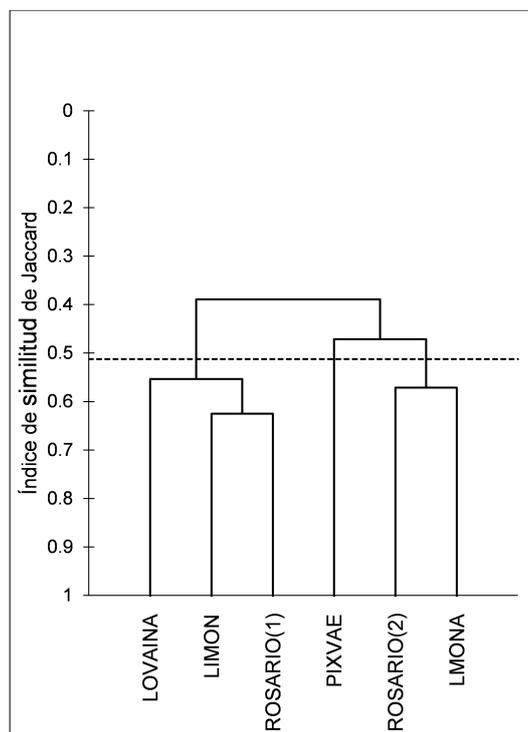


FIGURA 4.

Dendrograma del análisis Cluster (Coeficiente de similitud de Jaccard y vinculación completa). Semejanzas en la estructura de géneros de las comunidades de insectos acuáticos, encontradas en los tramos estudiados de los ríos Limón, Lovaina, Rosario ¹, Rosario ², Pixvae y De Mona. Muestras realizadas desde enero hasta marzo del 2020 y desde enero hasta mayo del 2021.

DISCUSIÓN

Clasificación en grupos funcionales de alimentación, de los insectos acuáticos recolectados en los ríos Limón Lovaina, Rosario 1, Rosario 2, Pixvae y De Mona.

En los ríos Limón, Lovaina y Rosario¹, tuvieron la misma estructura en cuanto a grupos funcionales de alimentación, en términos de su abundancia, distribuidos de la siguiente manera, colector-recolector, depredador, colector-filtrador, fragmentador, recolector y raspador. Esto coincide con lo reportado por Cumbreira y Rodríguez, (2018), para el río Cardenillo, quienes comunican a los colectores-recolectores, colector-filtrador, depredador y fragmentador como los más abundantes. También, reportan que la calidad biológica del agua, es agua sin impacto alguno. Rodríguez-Barrios et al., (2011) en el río Gaira, Colombia, en donde se encontró como grupo funcional de alimentación dominante a los colectores-recolectores, colectores-filtradores y depredadores. De igual modo, en el mismo río Eyes-Escalante et al., (2012) encontraron como dominante al grupo funcional de alimentación colectores-recolectores. Ramírez y Pringle (1998), Chará-Serna et al., (2010) en Colombia, citan a los colectores-recolectores como el grupo funcional de alimentación más frecuente. Este grupo se alimenta de materia orgánica particulada de origen alóctono depositada en el fondo, que proviene de la acción de los fragmentadores (Hanson, et al., 2010).

En cuanto a los trituradores o fragmentadores, grupo abundante en los ríos Limón, Lovaina y Rosario¹, algunos estudios resaltan el papel de los fragmentadores en los ríos tropicales (Rodríguez- Barrios, 2011; Granados-Martínez, 2013, específicamente en los saltos de ríos, sin embargo, otros autores comunican una baja proporción de este grupo funcional de alimentación en el trópico (Ramírez y Pringle 1998, Greathouse y Pringle 2006), lo que no coincide con el presente estudio y con el patrón generalmente aceptado, sobre la escasez de fragmentadores o trituradores en el Trópico (Boyero et al., 2009); atribuyendo este patrón a que su función es reemplazada por raspadores y recolectores (Ramírez y Pringle 1998, Greathouse y Pringle 2006). Sin embargo, Cheshire et al., (2005) atribuyen la baja proporción de fragmentadores en estudios, al mal uso de la clasificación funcional de los macroinvertebrados, pues son trabajos en los que se suele utilizar la clasificación de grupos funcionales de alimentación de zonas templadas como la de Merritt et al., (2008), y posiblemente, el rol funcional trófico de estos organismos difieren en el Neotrópico.

Estudios realizados por López et al., (2012) en la quebrada Santa Inés, Honduras y Rodríguez y Cárdenas (2017) en los ríos La Chorrera y Zaratí, Panamá, encontraron como grupo funcional de alimentación, en cuanto a riqueza y abundancia, a los depredadores, también comunican una calidad de agua mala, para ambos ríos. En el río Pixvae, los depredadores, en cuanto a su abundancia, fueron el grupo dominante, y la calidad biológica del agua fue mala, con evidentes efectos de contaminación. De igual manera Rodríguez et al., (2017) encontraron este grupo dominante en el tramo bajo del río Tríbique. Rivera-Usme (2011) señala que los depredadores son indicadores de ambientes con mayores niveles de eutrofización y su gran abundancia radica en que están mejor adaptados a estas condiciones, por ser más competitivos, regulando otras poblaciones de macroinvertebrados como dípteros. Además, un incremento de depredadores disminuye otros grupos funcionales de alimentación de gran importancia como los colectores y fragmentadores (Rodríguez-Barrios et al., 2011; Rodríguez y Cárdenas, 2017).

En los tramos estudiados de los ríos Limón, Rosario¹, Lovaina y Rosario² los colectores-recolectores dominaron en términos de su abundancia. Este resultado también fue obtenido en el río Cardenillo (Cumbreira y Rodríguez, 2018), en el tramo medio del río Tríbique (Rodríguez et al., 2017) y en el río Gaira, Colombia (Rodríguez-Barrios et al., 2011) donde este grupo también fue el más abundante. Sin embargo, Rodríguez y Cárdenas (2017) reportaron a este grupo con menor abundancia en el río La Chorrera.

En el río De Mona, los colectores-filtradores representaron el mayor porcentaje de abundancia, los géneros *Smicridea* y *Macronema* fueron los más importantes, constituyendo el 32,8 % de la abundancia. En el río Cardenillo (Cumbreira y Rodríguez, 2018) fue el segundo grupo funcional más abundante. En contraparte, González et al., (2019) encontraron este grupo en menor abundancia en la quebrada Palma Real de isla Parida.

Rodríguez y Cárdenas (2017) encontraron baja abundancia de raspadores en el río La Chorrera y Zaratí. Este resultado es similar al obtenido en los tramos estudiados, de los ríos Limón, Lovaina, Rosario¹, Pixvae, Rosario² y De Mona, donde los raspadores y recolectores presentaron un bajo porcentaje de abundancia.

Análisis de la calidad biológica del agua

Los ríos Limón, Lovaina y Rosario¹ mostraron una calidad biológica del agua categoría I, que es considerada agua limpia no contaminada. La buena calidad del agua de estos ríos, se ve reflejada en la captura de especímenes de algunas familias que son exigentes y viven en aguas rápidas y oxigenadas como *Perlidae*, *Calamoceratidae*, *Psephenidae*, *Ptilodactylidae* y *Helicopsychoidea*. (Cumbreira y Rodríguez, 2018).

El río Pixvae según el índice BMWP-Veraguas la calidad biológica del agua entra en categoría III (dudosa), aguas contaminadas. Este resultado también fue obtenido por Rodríguez et al (2009) en el río Sábalo. El río Pixvae mostró bajos niveles de agua en los meses de marzo y abril, lo cual puede explicar su desmejoramiento en la calidad biológica del agua. Este resultado puede estar relacionado con actividades de origen antropogénico como la deforestación, vertido de desechos sólidos y domésticos, y actividades agrícolas,

que pueden perturbar los ambientes acuáticos y acelerar procesos como la eutrofización (Roldán, 2003). Sin embargo, se deben considerar otros factores como los geográficos, climáticos y simbióticos (Giacometti y Bersosa, 2006). Gil et al., (2001) menciona que los bajos niveles de agua pueden provocar una pérdida de biodiversidad y una disminución en la comunidad de macroinvertebrados.

Los ríos Rosario² y De Mona presentaron aguas no alteradas de modo sensible (calidad biológica aceptable). Esto dado que se capturaron especímenes de familias que son exigentes y viven en aguas rápidas y oxigenadas como: Perlidae, Calamoceratidae, Psephenidae y Ptilodactylidae, siendo sensibles a la contaminación. Lo cual sugiere que los tramos estudiados de estos ríos presentan las características ecológicas apropiadas para albergar comunidades diversas de insectos acuáticos de manera estable.

Semejanzas entre la estructura de las comunidades, encontradas en los tramos estudiados de los ríos Limón, Lovaina, Rosario 1, Rosario 2, Pixvae y De Mona.

Según Roldán-Pérez (2003) y Rivera-Usme et al., (2013) cambios significativos en las características fisicoquímicas del agua, coinciden con variaciones en la composición y la estructura de las comunidades, debido a que existe una estrecha correlación entre los organismos y los factores ambientales. El planteamiento anterior sustenta el encontrar en los ríos Limón, Lovaina, Rosario¹, Rosario², Pixvae y De Mona, que la calidad biológica del agua, coincide con estructura de géneros y con la estructura de sus grupos funcionales de alimentación. Por tal razón, la estructura y composición de las comunidades de insectos acuáticos, permiten identificar modificaciones físicas y químicas del ecosistema acuático (Tomanova y Tedesco, 2007; Crettaz-Minaglia et al., 2018). Los insectos acuáticos bentónicos son capaces de reflejar diferentes perturbaciones a través de cambios en la estructura de géneros o en la estructura de sus grupos funcionales de alimentación (Plafkin et al., 1989). Rabeni et al., (1985), proponen que la evaluación de calidad biológica del agua basada en los grupos funcionales de alimentación, podría ser mejor que la basada en la estructura taxonómica de la comunidad bentónica, por reflejar los atributos ecológicos más significativos de los ríos. Por lo tanto, analizar los ensambles de invertebrados bentónicos desde sus grupos funcionales de alimentación permitiría obtener información de cómo cambian funcionalmente en respuesta a perturbaciones.

CONCLUSIONES

Los tramos estudiados con similitud en su estructura bentónica, mostraron una misma calidad biológica del agua, por lo que un cambio en las condiciones fisicoquímicas del agua, podría cambiar también la estructura de géneros de las comunidades, y la estructura de los grupos funcionales de alimentación. Por tanto, del análisis de la estructura de la comunidad de insectos acuáticos en conjunto con la estructura de los grupos funcionales de alimentación, posibilita obtener información de cómo cambian en respuesta a perturbaciones.

Los grupos funcionales de alimentación podrían ser usados, como indicadores de la calidad biológica del agua o como complemento a los sistemas de evaluación, basados en la composición y en estructura taxonómica de las comunidades acuáticas.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Secretaria Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación de Panamá (SENACYT) a Conservación Internacional con el apoyo de la iniciativa Blue Action Fund y de manera muy especial, a la participación de profesores, estudiantes de tesis y, en general, a todo el grupo de trabajo del Centro de Capacitación, Investigación y Monitoreo de la Biodiversidad en Coiba, (CCIMBIO-COIBA), del Centro Regional Universitario de Veraguas, Universidad de Panamá.

REFERENCIAS.

- Águila, Y. y García A. N. (2011). Utilización de asociaciones de macroinvertebrados potencialmente indicadoras (API's) para discriminar aguas de diferente calidad. *Tecnociencia*, 13(2), 109-120.
- Alba-Tercedor, J. y Sánchez-Ortega, A. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética*, 4, 51-56.
- Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos, IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA), Almería, 2, 203-213. <https://cidta.usal.es/calidad/documentos/blanco2/indice%20BMW P.pdf>
- Alonso, A. y Camargo-Benjumbeda, J. A. (2005), Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Revista Ecosistemas* 14 (3), 87-99.
- Bello, C. L. y Cabrera, M. I. (2001). Alimentación ninfal de Leptophlebiidae (Insecta: Ephemeroptera) en el Caño Paso del Diablo, Venezuela. *Revista Biología Tropical*. 49, 999-1003.
- Boyero, L., Ramirez, A., Dudgeon, D. y Pearson, R. G. (2009). Are tropical streams really different? *Journal of the North American Benthological Society*, 28, 397-403.
- Chará-Serna, A., Chará, J., Zúñiga, M., Pedraza, G. y Giraldo, L. (2010). Clasificación trófica de insectos acuáticos en ocho quebradas protegidas de la ecorregión cafetera colombiana. *Universitas Scientiarum*. 15 (1), 27-36
- Chará-Serna, A., Chará, J., Zúñiga, M., Pearson, R. y Boyero, L. (2012), Diets of leaf litter-associated invertebrates in three tropical streams. *Annales de Limnologie- International Journal of Limnology*. 48, 139-144.
- Cheshire, K., Boyero, L. y Richard, G. P. (2005). Food webs in tropical Australian streams; shredders are not scarce. *Freshwater Biology*. 50, 748-769
- Crettaz-Minaglia, M., Gianello, D., Roldán, C., Chaves, E., Aguer, I y Juárez, R. (2018). Estructura del ensamblaje de macroinvertebrados bentónicos de una laguna urbana en la Pampa Mesopotámica. *Intropica*, 13(2), 112 - 121.
- Cumbrera, A. y Rodríguez, V. (2018). Estructura trófica a nivel de grupos funcionales de alimentación de la comunidad de insectos acuáticos y calidad biológica del agua en la parte media-baja del río Cardenillo, Veraguas. *Visión Antataura*, 2 (1), 16-40.
- Cummins, K. (1973), Trophic Relations of Aquatic Insects. *Annual Review of Entomology*. 18. 183-206.
- Domínguez, E. y Fernández, H. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo.
- Eyes-Escalante, M., Rodríguez-Barrios, J. y Gutiérrez - Moreno, L. C. (2012). Descomposición de la hojarasca y su relación con los macroinvertebrados acuáticos del río Gaira (Santa Marta - Colombia). *Acta Biológica Colombiana*, 17(1), 77-91
- Fenoglio, S., Bo T., Czekaj, A. y Rooeciszewska, E. (2008). Feeding habits, fine structure and microhabitat preference of Euthyplocia hecuba (Hagen, 1861) (Ephemeroptera: Euthyplociidae) nymphs from Honduras. *Folia biologica* 56, 43-49.
- Fenoglio, S., Badino, G. y Bona, F. (2002). Benthic macroinvertebrate communities as indicators of river environment quality: an experience in Nicaragua. *Revista Biología Tropical* 50(3/4), 1125-1131
- Flowers, R. y De La Rosa, C. (2010). Ephemeroptera. *Revista Biología Tropical*. 58 (4), 63-93.
- Granados-Martínez, C. E., (2013). Análisis de la dieta de los macroinvertebrados bentónicos en un gradiente altitudinal de la cuenca del río Gaira (Sierra Nevada de Santa Marta - Colombia). Trabajo de Grado presentado ante la división de estudios para graduados para optar al grado de Magister Scientiarum en Ciencias Biológicas Mención Ecología Acuática. Universidad del Zulia. República Bolivariana de Venezuela. <https://www.researchgate.net/publication/293653520>
- Giacometti, J. y Bersosa, F. (2006). Macroinvertebrados acuáticos y su importancia como bioindicadores de calidad del agua en el río Alambi. *Boletín Técnico* 6, 17- 32.

- Gil, M., Palau, A. y Fernández, C. (2001). Calidad biológica (BMWP') de las aguas del río Cinca (Huesca). *Limnetica*, 20 (1), 107-113.
- González, L., Aguirre, Y., Bernal, J., Ríos, T. y Rodríguez, A. (2019). Caracterización de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos de la quebrada Palma Real de la isla Parida, Golfo de Chiriquí, Panamá. *Puente Biológico*, 9, 37-53.
- Greathouse, E. A. y Pringle C. M. (2006). Does the river continuum concept apply on a tropical island? Longitudinal variation in a Puerto Rican stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 63, 134-152.
- Gutiérrez-Fonseca, P. (2010). Plecoptera. *Revista Biología Tropical*. 58 (4), 139-148.
- Guzmán-Soto, C. y Tamarís-Turizo, C. (2014). Hábitos alimentarios de individuos inmaduros de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera en la parte media de un río tropical de montaña. *Revista Biología Tropical*. 62 (2), 169-178.
- Hammer, O., Harper, D. y Ryan, P. (2001), PAST: Paleontological Statistics Software package for education and data analysis. *Paleontología electrónica*. 4(1), 1-9.
- Hanson P., Springer, M. y Ramirez, A. (2010). Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. *Revista Biología Tropical*. 58(4), 3-37.
- Jackson, J. K y Sweeney, B. W. 1995. Present status and future directions of tropical stream research. *Journal of the North American Benthological Society* 14, 5-11.
- Lombardo, R. y Rodríguez, V. (2008). Calidad biológica del agua en la parte media-baja del Río Santa María, provincia de Veraguas. República de Panamá. *Tecnociencia*. 10(1), 19-32.
- López, L. I.; Gutiérrez, P. y Mora, J. M. (2012). Macrofauna Acuática de la Quebrada Santa Inés, Subcuenca del Río Yeguaré. Honduras. *Revista Ceiba*. 51(1). 17-28.
- Magurran A. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey. 179 pp.
- Merritt, R. W.; Cummins, K. W. y Berg, M. B. (2008). In *An introduction to the aquatic insects of North America*. (4th ed.) Eds: Kenneth W. Cummins, Richard W. Merritt, and Martin B. Berg, Dubuque, Iowa. Kendall/Hunt. 1158 pp
- Pino, R. y Bernal, J. (2009). Diversidad, distribución de la comunidad de insectos acuáticos y calidad del agua de la parte alta-media del río David. Provincia de Chiriquí. República de Panamá. *Gestión y Ambiente*. 12(3). 73-84.
- Plafkin, J. L., Barbour, K.D., Potter, S. K., Gross, K., y Hughes, R. M. (1989). *Rapid Bioassessment Protocols for use in stream and rivers. Benthic macroinvertebrates and Fish*. EPA/444/4-89/0001. Office of water. United States Environmental Protection Agency. Washington. <https://www3.epa.gov/region1/npdes/merrimackstation/pdfs/ar/AR-1164.pdf>
- Rabeni, C. F., Davies, S. P. y Gibbs, K. E. (1985). Benthic invertebrate response to a pollution abatement: structural changes and functional implications. *Water Resour. Bull.* 21, 489-498.
- Ramírez, A. y Pringle, C. M., (1998). Invertebrate drift and benthic community dynamics in a lowland tropical stream, Costa Rica. *Hydrobiologia* 386, 19-26.
- Ramírez, A. (2010a). Métodos de recolección. *Revista Biología Tropical*. 58 (4), 41-50.
- Ramírez, A. (2010b). Odonata. *Revista Biología Tropical*. 58 (4), 97-136,
- Reynaga, M. (2009). Hábitos alimentarios de larvas de Trichoptera (Insecta) de una cuenca subtropical. *Ecología Austral*. 19, 208-209,
- Ríos, T., González, G. y Bernal, J. (2015). Diversidad de insectos acuáticos y calidad del agua de los ríos David y Mula, provincia de Chiriquí, Panamá. *Revista Gestión y Ambiente*, 18 (1), 113-128.
- Rivera-Usme, J. (2011). Relación entre la composición y biomasa de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos y las variables físicas y químicas en el humedal Jaboque Bogotá-Colombia. Tesis de maestría. Universidad Nacional de Colombia. <https://repositorio.unal.edu.co/bitstream/handle/unal/7752/01190382.2011.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Rivera-Usme, J. J., Pinilla-Agudelo, G. A., y Rangel-Ch, J. O. (2013). Ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos y su relación con las variables físicas y químicas en el humedal de Jaboque-Colombia. *Caldasia* 35(2): 389-408.

- Rodríguez, B J. (2011). Descriptores funcionales en un sistema fluvial de montaña. Santa Marta, Colombia. Tesis como requisito parcial para optar al título de: Doctor en Ciencias Biología Universidad Nacional de Colombia. https://www.academia.edu/1390205/Descriptores_funcionales_en_un_sistema_fluvial_de_monta%C3%B1a_Santa_Marta_Colombia
- Rodríguez, V, y Cárdenas, X, (2017), Estructura trófica de la entomofauna acuática y calidad del agua de los ríos Zaratí y la Chorrera, provincia de Coclé, República de Panamá, *Tecnociencia*, 19 (1), 33-59,
- Rodríguez, V., De Gracia, V, y Peña, B, (2014), Familias y géneros de larvas de Trichoptera en los ríos de la provincia de Veraguas y su clasificación trófica en grupos alimenticios funcionales, *Tecnociencia*, 16(2), 33-53,
- Rodríguez, V., González, E, y Rudas, J, (2017), Estructura Comunitaria y Grupos Funcionales Alimentarios de la Entomofauna Acuática del Río Tríbique, Distrito de Soná, Provincia de Veraguas, Panamá, *Tecnociencia*, 19(1), 85-106,
- Rodríguez-Barrios, J., Ospina-Tórres, R. y Turizo-Correa, R, (2011). Grupos funcionales alimentarios de macroinvertebrados acuáticos en el río Gaira, Colombia, *Revista Biología Tropical*, 59(4) 1537-1552.
- Roldán-Pérez, G., (1988). *Guía para el estudio de los macro invertebrados acuáticos*, Dep, de Antioquia. Fondo para la Protección del Medio ambiente.
- Roldán-Pérez, G., (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales*, 23(88), 375-387.
- Roldán-Pérez, G., (2003). *La bioindicación de la calidad del agua en Colombia*. Editorial Universidad de Antioquia.
- Roldán-Pérez, G., (2016), Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias, Exactas, Físicas y Naturales*, 40(155), 254-274,
- Sermeño-Chicas, J. M.; Pérez, D. y Gutiérrez-Fonseca, P. E. (2010). Guía ilustrada para el estudio ecológico y taxonómico de los insectos acuáticos inmaduros del orden Odonata en El Salvador. En Springer, M. [Ed.]. *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). Editorial Universitaria UES.
- Springer, M. (2010a). Biomonitoring acuático. *Revista Biología Tropical*. 40(1), 53-59.
- Springer, M. (2010b). Trichoptera. *Revista Biología Tropical*. 58(4), 151-198.
- Statzner, B., Hildrew, A. G. y Resh, V. H. (2001). Species traits and environmental constraints: entomological research and the history of ecological theory. *Annual Review of Entomology*, (46), 291–316.
- Tomanova, S. y Tedesco, P. (2007). Tamaño corporal, tolerancia ecológica y potencial de bioindicación de la calidad del agua de Anacroneturia spp. (Plecoptera: Perlidae) en América del Sur. *Revista de Biología Tropical*, 55(1), 67-81.
- Tomanova, S., Goitia, E. y Helesic, J. (2006). Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*, 556, 251–264.
- Townsend, C. R. y Hildrew, A. G. (1994). Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology*, (31), 265-275.
- Yule, C. M. (1996). Trophic relationships and food webs of the benthic invertebrate fauna of two aseasonal tropical streams on Bougainville Island, Papua New Guinea. *Journal of Tropical Ecology*, 12(4), 517-534.