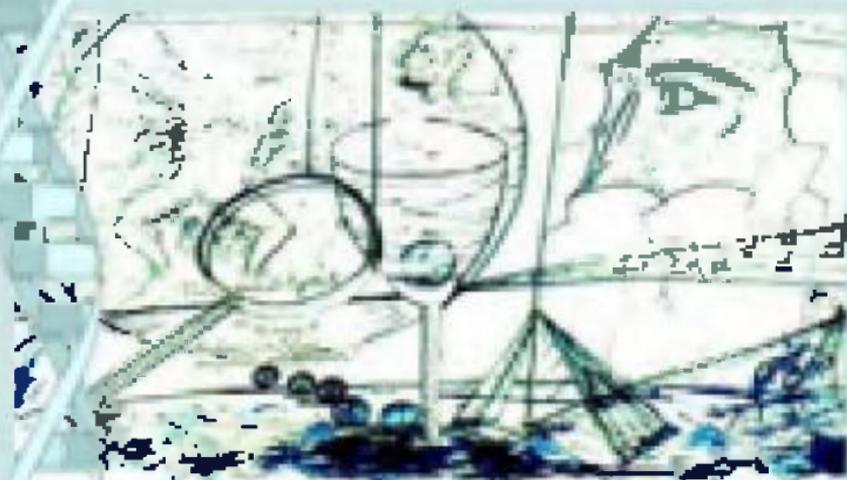


ISSN 2609-8192 (Impreso)
ISSN 2423-0940 (En línea)



TECNOCIENCIA



Revista de la Facultad de Ciencias Naturales, Exactas y Tecnológicas
Universidad de Panamá



USE OF ANVILS AND OTHER FEEDING BEHAVIOUR OBSERVED IN *CEBUS IMITATOR*, COIBA ISLAND, PANAMA

Pedro G. Méndez-Carvajal^{1,2,3}, Samuel Valdés-Díaz¹

¹Fundación Pro-Conservación de los Primates Panameños (FCPP)

0816-05855, Panamá, República de Panamá

²Sociedad Panameña de Biología, San Francisco, Calle 71, Chalet 15, Panamá

³Department of Anthropology, Durham University, Durham, UK, South Road, DH1 3EL

E-mail: mendezp@fcprimatespanama.org

ABSTRACT

Preliminary data of primate feeding behaviour on the continental island of Coiba was collected as a baseline study of feeding behaviour in *Cebus imitator* at coastal sites. Coiba Island is located on the South Pacific side of Panama, in the Chiriquí Gulf. It is a continental island and the biggest in the Mesoamerican region of the Pacific, it has an area of 503 km². This is a preliminary survey to identify basic feeding behaviour that could be measured in the future as a part of our ethogram to study *C. imitator*, as part of our long-term project on Coiba Island. We identified four feeding skills by *C. imitator* outside the forest: Hammering shells or skilled pounding, removing rocks, eating mangrove fruits, and pounding *Cocos nucifera* on an anvil. Using anvils seemed to be the most effective method to obtain food spending 51% of the time eating using this technique and only 28% moving to find a coconut, 18% invested in pounding the fruit, and just 3% on keeping vigil. Spending time outside the coast of a continental island seemed to be a beneficial technique for *C. imitator* to survive. Further studies will be conducted by Fundación Pro-Conservación de los Primates Panameños (FCPP) to understand the predation-feeding-competition theory and its implications for foraging techniques by *C. imitator* in an island habitat.

KEYWORDS

Anvils, behaviour, *Cebus imitator*, Coiba Island, feeding, Panama

USO DE YUNQUES Y OTROS COMPORTAMIENTOS DE ALIMENTACION OBSERVADOS EN *CEBUS IMITATOR*, ISLA COIBA, PANAMA

RESUMEN

Se colectó datos preliminares de comportamiento de alimentación en la isla continental de Coiba como un estudio base de comportamiento alimentario de *Cebus imitator* para las áreas costeras. Isla Coiba se encuentra en el lado Sur Pacífico de Panamá, en el Golfo de Chiriquí. Es una isla continental y la más grande en la región Mesoamericana del Pacífico, con un área de 503 km². Esta es una evaluación preliminar para identificar comportamientos de búsqueda de alimentos por *C. imitator* para un futuro etograma, como parte de nuestro proyecto de largo plazo en Isla Coiba. Identificamos cuatro técnicas utilizadas por *C. imitator* fuera del bosque: Martillando conchas, removiendo rocas, comiendo frutas de mangle, y rompiendo *Cocos nucifera* usando un yunque de piedra. El uso de un yunque de piedra pareció ser la forma más efectiva de conseguir comida con un 51% del tiempo comiendo, 28% moviéndose para buscar el coco, 18% estrellando el coco en el yunque, y un 3% de vigilancia. Invirtiendo tiempo en la zona costera continental parece ser una técnica beneficiosa en la subsistencia de *C. imitator*. Se realizará mayores estudios por la Fundación Pro-Conservación de los Primates Panameños (FCPP) para comprender la teoría relacionada a depredación-alimentación-competencia y sus aplicaciones en técnicas de forrajeo de *C. imitator* en hábitat de isla.

PALABRAS CLAVES

Alimentación, Comportamiento, *Cebus imitator*, Isla Coiba, Panamá, Yunques

INTRODUCTION

Physical cognition is a complex process where the individual relates space between two objects and performs an action to obtain a final result (Fragaszy *et al.*, 2004; Bird and Emery, 2009). Once thought to be primarily associated with *Homo sapiens*, physical cognition and tool use has been documented in great apes in a more primitive stage, and also in Neotropical primates, including *Cebus* spp. (Boinsky *et al.*, 2000; O'Malley & Fedigan, 2005; Waga *et al.*, 2006; Freitas & Biccamarques, 2009). However, there are still differences between making a tool (eg. *Pan troglodytes*, *Pongo pygmaeus*) and using impulsive elements from the field to achieve a result, mostly related

with food acquisition (O'Malley & Fedigan, 2005). For *Cebus*, the use of stones and anvils for cracking nuts around their home range is considered not as an adaptive, but a cognitive behaviour, possibly related with a cultural learning in familiar groups similar to the behaviour found in *P. pygmaeus* (O'Malley & Fedigan, 2005). In previous experiments on sensorimotor intelligence, *Cebus* showed superior intelligence compared with *Ateles* (6:4) using a Piaget's model to recognize whether they could be more "experimental and insightful" rather than using tools for fortuitous events of "trial and error" (Chevalier-Skolnikoff, 1989). Other behaviour showing their capacity for intelligence are: reaching food with a stick, throwing objects at other animals, "hunting in groups", anting, and learning using crops (Hernández-Camacho & Cooper, 1976; Longino, 1984; Chevalier-Skolnikoff, 1989; Loria & Méndez-Carvajal in prep.). Use of tools has been reported for *C. albifrons*, *C. capucinus*, *C. olivaceus*, *Sapajus apella*, *S. libidinosus* and *S. xanthosternos* (Westergaard & Suomi, 1994; Fragaszy & Boinsky, 1995; Boinsky *et al.*, 2000; Rodrigues-Canale *et al.*, 2009). *Cebus imitator* has been recently confirmed to be genetically distinct from *C. capucinus* (Boubli *et al.*, 2012). Here we report our observations on the use of stones to crack nuts by *C. imitator*, as previously reported for *C. capucinus imitator* in Costa Rica by O'Malley & Fedigan (2005).

In order to have baseline information for future projects related to *C. imitator* behaviour in a continental island habitat, we focus these observations to understand: Which are the basic behaviours to collect food by *C. imitator* in the coastal area of Coiba Island? We would like to understand the relationship among social group, hierarchy, and food processing behaviour in future projects, these results will help to clearly inform expected behavioural lists and our ethogram. Due to their complete isolation on Coiba Island, we are interested to learn more about the way *C. imitator* is surviving and whether a predation-feeding-competition theory (Wrangham, 1979), could be playing a role in their population dynamics.

METHODS

Study site

Coiba Island, located on the South Pacific side of Panama, in the Chiriquí Gulf, is a continental island and the biggest in Mesoamerican region of the Pacific with an area of 503 km² (Méndez-Carvajal, 2012). Coiba is mostly covered in primary tropical rain forest and two species of non-human primates; *Cebus imitator* (626 ind), IUCN-listed Vulnerable, and *Alouatta coibensis coibensis* (472 ind), endemic and listed as Endangered by IUCN (Méndez-Carvajal, 2012). FCPP has been monitoring these groups as part of a national long-term project to assess conservation status and population dynamics under permissions No.SE/A-99-10 and SE/A-70-12-16 from the Environmental Ministry of Panama (EMP). Ad-libitum observations were collected by PMC (2009; 2010) and SVD (2015), Indra Candanedo and Zuleika Pinzón as part of a regular surveillance with EMP. The observations were taken during three visits (25 days total) (Table 1), to obtain preliminary data of *C. imitator* feeding behaviour on the continental island of Coiba. To collect the information, we did observations combined with populations surveys, visited Coiba Island once per month between May and July 2009, with a total effort of 850 survey hrs per 30-day survey. Walking speed was 0.5 km/h with an approximate 10 min stop each 100 m. We revisited in May and September 2010, and October 2015. These surveys were taken from MiAmbiente Scientific Station, Cerro Equis, Playa Rosario, La Falla, and Los Pozos (Méndez-Carvajal, 2012). We walk along the coast every morning for 1 km in both directions from those central points from 06:00 to 08:00 hrs., and then for second time between 13:00 to 15:00 hrs. If group of *C. imitator* were found, we noted the date, the start and end time of the observations, age and sex (Oppenheimer, 1992). We classified different feeding patterns and when possible identified genus or species of the food eaten by the primate. Primates were filmed and photographed when possible, we filmed from a range of 10-25 m using a digital camera (Canon EOS 3ti) equipped with a 70-130 mm lens. Information was analysed using the digital clock on the film to obtain information on the time the animals spent on each behaviour. Central Tendency measurements were taken using Excel 2016. Percentages of time spent on each behaviour were calculated summarizing all the foraging

techniques observed. Even though we had vocalization information we did not consider this useable since recordings were sometimes drowned out by the sea natural sound.

RESULTS

The observations were done in three visits (25 days total), and are just a brief summary of the preliminary data of primate feeding behaviour in a continental island of Coiba. Here we report different activities of feeding behaviour for *C. imitator* in a coastal habitat. Using video observations, we measured the amount of time taken to consume food items using each method and evaluated the benefits of each technique (Table 1, 2). These preliminary observations serve as baseline data for more detailed investigations on tool use by *Cebus* spp., in the future.

Table 1 Comparison of four types of behaviour while eating and foreign by *Cebus imitator*, Coiba Island, Panama.

S	Type of behaviour	Eating (min)	Vigilant (min)	Moving (min)	Pounding food (min)	Time (min)	%vocalization (min)	Not visible (min)	I/S/G
1	Hitting gastropod against rock	0.18	0	0.25	0.09	0.54	0.03	0	I
2	Removing rocks, eating arthropods	0.08(9)	0.03(19)	0.13(4)	0	2.48	0.08	0.21	I
3	Removing rocks, eating arthropods	0.04(2)	0.01(2)	0	0.03	0.45	0.01	0	I
4	Hitting coconut against anvil	3.14	0.16	1.53	1.13	7.46	0.11	0	G
5	Foraging at mangrove's canopy	0.09(2)	0.02	0.04	0	0.74	0	0	I
Total		3.54	0.22	1.95	1.23	6.94	0.18	2.1	
%		51	3	28	18				

S: Sample; Eating (n=15); Vigilant (n=23); Moving (7); Pounding (n=27)
 *Activity of the individuals surrounded; I: Individual activity; G: Group activity

Table 2 Summary of behaviour using anvils technique by *C. imitator*, Coiba Island, Panama

Sample #	Pounding Coconut	Eating	Not visible	Vigilant	Moving	Observing	Vocalization	Time expended
4 (OM1)	0	0.75	0.57	0.07	1.05(4)	2.43(8)	0.07(2)	4.37
4 (FM)	0.77 (25)	2.80(10)	0	0.07	0	0	0.02	3.66
4(OM2)	0	0	0	0.02	0	1	0	2
4(OM3)	0	0	0	0	0	1	0	2
5(OM1)	0	0	0	0	0.24	0.02	0	0.26
5(FM)	0.23	0.24	0	0	0	0	0	0.47
5(OM2)	0	0.12	0	0	0.24	0.02	0.02	1.14
6(OM1)	0	0	0	0.11	0.07	0.19	0	0.37
6(FM)	0.11	0.08	0	0	0	0	0	0.19
6(OM2)	0	0	0	0.11	0.07	0.19	0	0.37
Totals	1.11	3.24	0.57	0.38	1.67	4.85	0.11	14.83
%	10	29	1	3	14	42	1	

OM: Observer monkey; FM: Focal monkey.

Feeding on Pelliciera rhizophora

The first event was in September 2012, in the mangroves near the entrance of the springs trail called "Pozos Termales" (07°27'13" N and 81°43'36" W), a group of five *C. imitator* were individually husking and eating *Pelliciera rhizophora* (observed by PMC and ID by Alicia Ibañez) (Méndez-Carvajal, 2012). This group seemed to prefer foraging at the coast as there are abundant food resources with high quality of nutrients, sometimes easier to detect and obtain compared with the forest. *C. imitator* have developed skills to easily open the fruits of *P. rhizophora* and achieve in three to four bites the opening of

the fruit and suck or eat quickly (4-8 seconds), part of the pulp, although the fruit are then released, this could be depending of the maturity of the fruit.

Six other tool-use techniques including pounding coconut on a stone, searching for arthropods by removing rocks, and hitting gastropods against rocks at the beach were observed (SVD, Indra Candanedo) in the main entrance mangroves forest near the scientific station of the Coiba National Park managed by the EMP (07°62'65" N and 81°72'82"W). Observations were done on October 16, 2015, between 09:00 hrs and 12:00 hrs, by filming a group of eight individuals of *C. imitator* six different times with distances between 10 to 25 m from the observer. The activities are as follows:

Pounding using Anvil stone for Cocos nucifera

Normally executed by an adult male surrounded by youngest males and adult females (Observer animal-OM), eventually able to steal some left over from the coconut (*C. nucifera*). The activity was done on a flat stone with sharp edges. The stone appeared to be not a natural structure, but rather, part of a piece of concrete left by the penal colony that closed in 2005. The procedures were mostly striking three times, using two hands to hold the fruit, and stopping to eat, revise and leave (Table 1). Eventually six of eight individuals from the group were paying attention to the one performing the activity (*i.e.* the focal animal – FM) and among one to four were located less than 1 m from the FM. The FM always performed this task while sitting or standing over the rock, never from the ground, and accompanied its movements with vigilance in its back and around while eating (Figure 1c, d). When eating, the FM eventually held the fruit with his rear leg. Interactions between the OM and FM were mixed. On some occasions, we observed OM members grabbing the tail of the FM and in some other occasions OM were sitting next to the FM with perfect tolerance. The later interaction is possibly due to a familiar and/or hierarchical relationship. The activity was performed simultaneously for other young males from the same group 20 meters from our first FM. We found husk remnants five meters from the anvil, which suggests the

animals harvest and pile part of the fruit in one place and ended up with the fruit in the anvil.

Fig. 1 *C. imitator* feeding behaviour outside the forest: a) Hammering or skilled pounding, b) removing rocks and eating, c and d) pounding *Cocos nucifera* on an anvil (c: Focal Monkey at right; d: Observer monkey at the left).



DISCUSSION

We identified four techniques used as feeding skills by *C. imitator* outside the forest, and separated them into five categories of behaviour: **a)** Hammering or skilled pounding, as defined by O'Malley and Fedigan (2005), where the animal repeatedly hammers a gastropod until breaking their shell to eat the content. This technique is different from that reported for *S. libidinosus* in Caatinga northern Brazil, which uses rocks to open shells (Ferrerira *et al.*, 2010); **b)** Removing rocks

and eating. This behaviour was used for arthropods as they do not have shells to remove. *C. imitator* ingests the prey soon after finding, eating in average of 0.03 sec. (SE±0.03, 0.02-0.43; n=10), to go for another; c) Eating mangrove fruits, also husking with the mouth and sucking content or biting (Méndez-Carvajal, 2012). All these were considered as an individual activity because each individual of the group perform it by themselves. The last category observed was d) pounding *C. nucifera* on an anvil. We categorized this as semi-group participation. Although this technique is performed by one individual, at least two or more individuals eventually get part of the leftover food without participating in the activity but observing. Participation in cooperative behaviour has been occasionally reported by *Cebus*; although more observations are needed to better describe this behaviour (Rose, 1997). Further, hunting in semi-cooperative individuals has been seen in Barro Colorado Island by Méndez-Carvajal (pers. Obs. in 1998), where four *Cebus*' individuals attacked and chased a group of crested guan *Penelope purpurascens*. Similar accounts of cooperative hunting by this species has been reported in Costa Rica (Fedigan, 1990; Janson & Boinsky, 1992).

Each of them presented some vigilance while foraging. This could be influenced by observer proximity. It is reported that *Cebus* primates perform foraging techniques more vigilantly when humans are nearby (Baldwin & Baldwin, 1977). Our observations indicated that vigilance of *C. imitator* increased when practicing the foraging techniques removing rocks and using anvils. Because these behaviours are performed on the ground, the increased vigilance prepared them to escape from possible predators (*H. sapiens*; *Crocodylus acutus*). Foraging and being vigilant is a common behaviour for *C. imitator* in forested areas, especially by individuals that are located at the external side of a group (Robinson, 1981). On Coiba Island there are no reports of *Cebus* being predated, as there are no reports of felines or eagles, however *Boa constrictor* and *Crocodylus acutus* could be mentioned as an eventual predator for coastal foraging. The lack of natural predators on the island could have led the *Cebus* groups to be smaller than reported elsewhere, and juveniles may not have learned to be as

defensive as primates that face natural predators following van-Schaik and van Hooff (1983). This is true if we compare the average group size of *C. imitator* on Barro Colorado Island, 17 ind/group (Phillips, 1995) with those on Coiba Island, 10 ind/group (Méndez-Carvajal, 2012). Vigilance was reduced when primates were in the mangrove's canopy, which could be related with the stratum used. In this case, primates will relate higher locations from ground as less risky, which is completely understandable for arboreal mammals (Isbell, 1994). As a preliminary result, the most successful technique was the use of stone as an anvil to break coconut, because it allowed *C. imitator* to obtain more food without walking long distances (taking into account the amount of nutritional elements in a coconut compared to other resources), expending then less energy, and allowing the participation of other members of the group, with possibilities of repetition. Percentages for the entire activities between being: vigilant, moving, eating, pounding and vocalizing suggested that the animals expends 3% of the time trying to avoid competition or predation, 28% opening and manipulating the fruit, vocalizing (was not considered as we missed information while collecting the sounds), as the main calls were exposed by other members around, however always present; and "eating" with 51% from the entire time observed (Table 1 and 2). For anvils technique, we reported three different observations, and reported benefits not only for the focal individual but also for the observers. Observers (OM) ate 26% of the time, while the focal individuals (FM) ate 96% of the time. *Cebus* have been reported to change foraging strategies depending on the food available, and is common to practice this behaviour alone if the resources are in a wide section of the forest (Phillips, 1995).

CONCLUSION

Continental coast areas in Coiba island seems to be productive for the *Cebus imitator* groups as a whole, but we noted that not all individuals look for food in the same way, and apparently few of them know very well how to proceed with anvils in particular. We observed mostly adult males practicing anvils technique, while juveniles or females walking to find food hammering and removing stones. Further

observations will be carried on to recognize how these strategies of foraging are influencing the groups of *C. imitator* on the island. This could be involving sexual differences or hierarchy, but it could be also supporting the predation-feeding-competition theory (Wragham, 1979), and its implications for foraging techniques by *Cebus* (van Schaik & van Hooff, 1983).

AKNOWLEDGEMENTS

We would like to thank Ryan Weaver and Timothy Bearder for kindly helping with the English of the manuscript, Alicia Ibañez for kindly identify the mangrove fruit, to Alejandro Garrido, Indra Candanedo, Zuleika Pinzón, Jorge Garzón for their help in the field. Many thanks to Luz Loria Amores, and anonymous reviewers for their comments and improvements to this manuscript.

REFERENCES

- Baldwin, J.D. & Baldwin, J.I. 1977. Observations on *Cebus capucinus* in southwestern Panama. *Primates* 18(4):937-941.
- Bird, C.D. & Emery, N.J. 2009. Insightful problem solving and creative tool modification by captive nontool-using rooks. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106(25):10370-10375.
- Boinsky, S., Quatrone, R.P., & Swartz, H. 2000. Substrate and Tool Use by Brown Capuchins in Suriname: Ecological Contexts and Cognitive Bases. *American Anthropologist*, 102(4):741-761.
- Boubli, J.P., Rylands, A.B., Farias, I.P., Alfaro, M.E. & Alfaro, J.L. 2012. *Cebus* phylogenetic relationships: a preliminary reassessment of the diversity of the untufted capuchin monkeys. *American Journal of Primatology* 74(4):381-393.
- Chevalier-Skolnikoff, S. 1989. Spontaneous tool use and sensorimotor intelligence in *Cebus* compared with other monkeys and apes. *Behavioral and Brain Sciences* 12(03):561-588.

Fedigan, L.M., 1990. Vertebrate predation in *Cebus capucinus*: meat eating in a neotropical monkey. *Folia primatologica* 54(3-4):196-205.

Ferreira, R.G., Emidio, R.A., & Jerusalinsky, A. 2010. Three Stones for Three Seeds: Natural Occurrence of Selective Tool Use by Capuchins (*Cebus libidinosus*) Based on an Analysis of the Weight of Stones Found at Nutting Sites. *American Journal of Primatology* 72:270-275.

Freitas, D.S.D. & Bicca-Marques, J.C. 2009. Object Manipulation in a Captive Group of Capuchin Monkeys (*Cebus nigrinus*). *Neotropical Primates* 16(2):80-81.

Fragaszy, D., & Boinski, S. 1995. Patterns of individual diet choice and efficiency of foraging in wedge-capped capuchin monkeys *Cebus olivaceus*. *Journal of Comparative Psychology* 109(4): 339-348.

Fragaszy, D., Izar, P., Visalberghi, E., Ottoni, E.B., & de Oliveira, M.G. 2004. Wild capuchin monkeys (*Cebus libidinosus*) use anvils and stone pounding tools. *American Journal of Primatology* 64(4):359-366.

Hernández-Camacho, J. & Cooper, R.W. 1976. The nonhuman primates of Colombia. In: *Neotropical primates: field studies and conservation*. R. W. Thorington, Jr. and P. G. Heltne (eds.), pp.35-69. National Academy of Sciences, Washington, D. C.

Janson, C.H. & Boinski, S. 1992. Morphological and behavioral adaptations for foraging in generalist primates: the case of the cebines. *American Journal of Physical Anthropology* 88(4):483-498.

Isbell, L.A. 1994. Predation on primates: ecological patterns and evolutionary consequences. *Evolutionary Anthropology: Issues, News, and Reviews* 3(2):61-71.

Longino, J.T. 1984. True anting by the capuchin, *Cebus capucinus*. *Primates* 25(2):243-245.

Méndez-Carvajal, P.G. 2012. Population Study of Coiba Howler Monkeys (*Alouatta coibensis coibensis*) and Coiba Capuchin Monkeys (*Cebus capucinus imitator*), Coiba Island National Park, Republic of Panama. *Journal of Primatology* 1:104.

O'Malley, R.C. & Fedigan, L. 2005. Variability in food-processing behavior among white-faced capuchins (*Cebus capucinus*) in Santa Rosa National Park, Costa Rica. *American Journal of Physical Anthropology* 128(1):63-73.

Phillips, K.A. 1995. Resource patch size and flexible foraging in white-faced capuchins (*Cebus capucinus*). *International Journal of Primatology* 16(3):509-519.

Robinson, J.G. 1981. Spatial structure in foraging groups of wedge-capped capuchin monkeys *Cebus nigrivittatus*. *Animal Behaviour* 29(4):1036-1056.

Rodrigues-Canale, G., Guidorizzi, C.E., & Martins-Kierulff, M.C., Rodrigues Gatto, C.A.F. 2009. First Record of Tool Use by Wild Populations of the Yellow-Breasted Capuchin. *American Journal of Primatology* 71:1-7.

Rose, L.M. 1997. Vertebrate predation and food-sharing in *Cebus* and *Pan*. *International Journal of Primatology* 18(5):727-765.

Waga, I.C., Dacier, A.K., Pinha, P.S., & Tavares, M.C.H. 2006. Spontaneous Tool Use by Wild Capuchin Monkeys (*Cebus libidinosus*) in the Cerrado. *Folia Primatologica* 77:337-344

Westergaard, G.C. & Suomi, S.J. 1994. Hierarchical complexity of combinatorial manipulation in capuchin monkeys (*Cebus apella*). *American Journal of Primatology* 32(3):171-176.

Wrangham, R. 1979. On the evolution of ape social systems. *Social Science Information* 18(3):336-368.

van Schaik, C.P. & van Hooff, J.A.R.A.M. 1983. On the ultimate causes of primate social systems. *Behaviour* 85(1):91-117.

Recibido octubre de 2016, aceptado enero de 2017.



LISTADO SINÓPTICO DE POMPILIDAE (HYMENOPTERA) PRESENTES EN EL PARQUE NACIONAL COIBA, REPÚBLICA DE PANAMÁ

¹Patricia Corro-Chang, ²Roberto A. Cambra T. y ²Alonso Santos M.

¹Programa Centroamericano de Maestría en Entomología, Universidad de Panamá.

²Museo de Invertebrados G. B. Fairchild, Universidad de Panamá, Estafeta
Universitaria 0824, Panamá, República de Panamá.

E-mail: estherpatricia04@gmail.com

RESUMEN

Se presenta un estudio de la diversidad de Pompilidae del Parque Nacional Coiba (PNC), República de Panamá. La recolección de especímenes incluyó ocho trampas Malaise (Townes modificada), 40 platos amarillos (trampa Moericke) y redes entomológicas aéreas. Se realizaron tres giras al campo, de nueve días cada gira, en los meses de marzo, julio-agosto, y noviembre-diciembre de 1998. Se capturaron 389 especímenes que representaron 5 subfamilias (Ceropalinae, Epipompilinae, Notocyphinae, Pepsinae, Pompilinae), 19 géneros y 34 especies o morfoespecies. Las subfamilias más abundantes fueron Pompilinae (208 especímenes) y Pepsinae (174); ambas subfamilias representaron al 98.2% de los especímenes capturados. Los dos géneros más abundantes fueron *Aporus* (111 especímenes de dos especies), y *Pepsis* (52 de cuatro especies). Los dos géneros más diversos fueron *Ageniella* y *Pepsis*, con cuatro especies cada uno. El PNC aloja 19 géneros (59.3%) de los 32 presentes en Panamá. Estudios previos sobre pompilidos en Panamá sugieren que el PNC podría alojar cerca del 15% de las especies presentes en Panamá. No se han reconocido especies endémicas de pompilidos para el PNC, pero sí especies nuevas que también están presentes en otras localidades de tierra firme en Panamá.

PALABRAS CLAVES

Diversidad, abundancia, avispas cazadoras de arañas.

CHECKLIST OF POMPILIDAE (HYMENOPTERA) PRESENT AT THE COIBA NATIONAL PARK, REPUBLIC OF PANAMA

ABSTRACT

This paper presents a study of the diversity of Pompilidae at Coiba National Park (PNC), República de Panamá. Specimens were collected with eight Malaise traps (modified Townes), 40 yellow pan traps (Moericke traps) and active sampling with entomological nets in the study area. Three field trips, were taken, each one lasting a period of nine days in March, July to August and November to December, 1998. A total of 389 specimens were caught, representing 5 subfamilies (Ceropalinae, Epipompilinae, Notocyphinae, Pepsinae and Pompilinae), 19 genera and 34 species or morphospecies. The most abundant subfamilies were Pompilinae (208 specimens) and Pepsinae (174 specimens), together representing 98.2% off all the specimens captured. The most abundant genera were *Aporus* (111 specimens of two species), and *Pepsis* (54 specimens of four species). The most diverse genera were *Agentella* and *Pepsis*, with four species each. The PNC harbors 19 genera (59.3%) of the 32 reported in Panamá. Previous studies of the panamanian pompilids suggest that PNC could contain about a 15% of the species reported for Panamá. No endemic species were recognized, but the presence of new species reported from other areas on the mainland of Panamá were collected.

KEYWORDS

Diversity, abundance, spider wasps.

INTRODUCCIÓN

En Panamá se han registrado 32 géneros de avispa Pompilidae (Corro & Cambra, 2011; Waichert *et al.*, 2015) y probablemente se encuentren cerca de 250 especies (Cambra & Quintero, 2009). Poco se conoce sobre la entomofauna del Parque Nacional Coiba (PNC) debido a la restricción de entrada a la isla por haber sido una prisión desde 1919 hasta 2004. Nieves-Aldrey & Fontal Cazalla (1997) mencionan que desconocen trabajos previos publicados sobre insectos del PNC sin embargo, Fairchild (1986) presenta un registro de Tabanidae para el PNC. Trabajos sobre Hymenoptera del PNC han sido publicados por Nieves-Aldrey & Fontal-Cazalla (1997), Cambra & Santos (2000), Cambra (2001), Olmi (2001), Antropov & Cambra (2003), Cambra *et al.* (2012) y Miranda *et al.* (2013), siendo este último, el único trabajo con identificación hasta especie (*Euplaniceps varia*) e información biológica para una Pompilidae recolectada en el PNC.

Este estudio busca dar a conocer las especies y abundancia de Pompilidae presentes en el PNC; además, comparar la diversidad genérica recolectada en el PNC con otras tres localidades previamente estudiadas de la República de Panamá.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área:

El PNC se localiza al suroeste de la República de Panamá, en la provincia de Veraguas, entre los distritos de Montijo y Soná. Su ubicación es 7°25'59"Norte y 81°45'58"Oeste. Presenta una extensión de 270,125 hectáreas y 216,543 de éstas son marinas; con elevaciones desde los 0 hasta los 416 m.s.n.m. en Cerro La Torre, su punto más elevado. El clima es húmedo y seco, con una humedad relativa media por encima del 80%; una precipitación anual media de aproximadamente 3,483 mm y temperaturas medias mensuales oscilando entre los 25 y 27°C (Cardiel *et al.*, 1997).

Recolecta e identificación de especímenes:

Se realizaron tres giras de recolecta al PNC, con nueve días de duración para cada gira, primera gira del 5 al 13 de marzo, segunda gira del 29 de julio al 6 de agosto, y tercera gira del 26 de noviembre al 4 de diciembre de 1998. En total se muestrearon diez localidades dentro del PNC (Fig. 1). Para la recolección de especímenes se utilizaron ocho trampas Malaise (Townes modificada) activas por un periodo de 432 horas; 40 trampas Moericke (platos amarillos) activas por un periodo de 126 horas y redes entomológicas activas por un periodo de 803 horas manipuladas por cuatro personas.

Para la identificación de los especímenes se utilizaron los trabajos de Dreisbach (1961), Evans (1966, 1967), Waichert *et al.* (2015), Vardy (2000, 2002, 2005). El material recolectado se encuentra depositado en el Museo de Invertebrados Graham Bell Fairchild, Universidad de Panamá (MIUP).

Se utilizan las siguientes abreviaciones para las siguientes áreas protegidas mencionadas en este trabajo: PNC = Parque Nacional Coiba, PND = Parque Nacional Darién, BCI = Isla Barro Colorado, RFLT = Reserva Forestal La Tronosa.

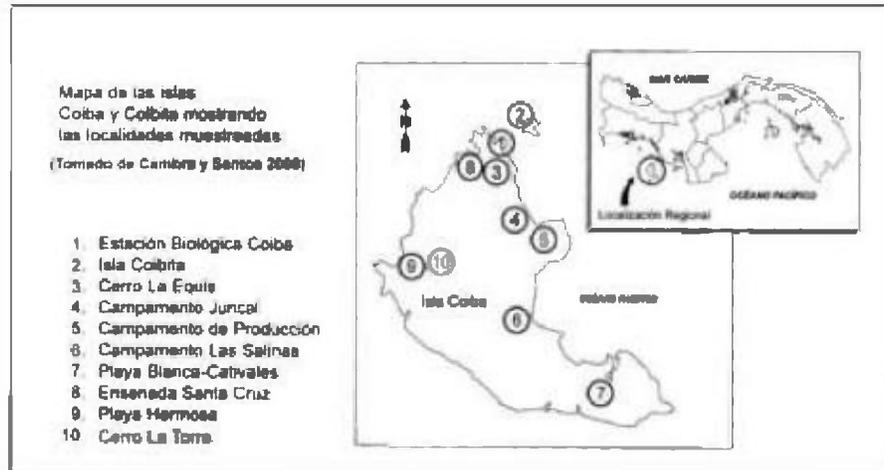


Fig. 1 Mapa del PNC y localidades muestreadas

RESULTADOS

Se recolectaron 389 especímenes de Pompilidae pertenecientes a cinco subfamilias, 19 géneros, 26 especies y 8 morfo-especies (Cuadro 1). Se incorpora el registro de *Euplaniceps varia* Bradley, 1944 (Miranda et al., 2013), recolectada en el PNC posterior a los muestreos de 1998. La mayor proporción de individuos recolectados se mantuvieron dentro de la Pompilinae con un 53% (208 especímenes) y Pepsinae con un 45% (174); las dos subfamilias anteriores representaron el 98.2% del material recolectado en el PNC; mientras que las tres subfamilias restantes (Ceropalinae, Notocyphinae, Epipompilinae) en conjunto representaron un 1.8% (7 especímenes) de la abundancia (Fig. 2). Los géneros más abundantes fueron *Aporus* con 111 especímenes (28.5%) en dos especies y *Pepsis* con 52 especímenes (13.4%) de cuatro especies, mientras que los géneros con menor abundancia fueron *Ceropales* y *Epipompilus*, cada uno con una especie y un ejemplar. Las

cinco especies que presentaron la mayor abundancia, en total 48.5%, fueron: *Aporus innotatus* (17.5%), *Aporus idris comptus* (11%), *Pepsis ianthina* (9%), *Minagenia sp.1* (6%) y *Eragenia micans* (5%), mientras que el resto de las especies cada una de ellas con porcentajes inferiores al 4%, en conjunto representaron el 51.5% de la abundancia.

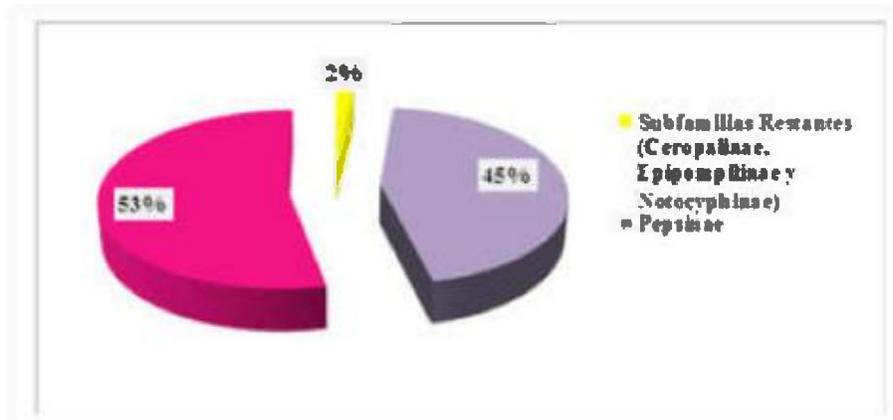


Fig. 2 Perfil de la abundancia por subfamilia de Pompilidae

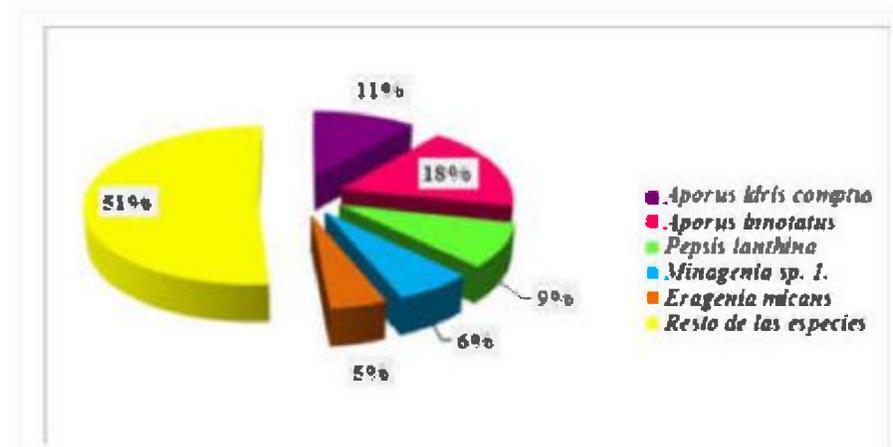


Fig. 3 Perfil de la abundancia por especie, tomando en cuenta las cinco especies más abundantes durante los muestreos

DISCUSIÓN

De las tres giras realizadas al PNC, la primera gira correspondiente al mes de marzo presentó la mayor cantidad de individuos recolectados (160 especímenes) lo que coincide con la estación seca e inicio del pico de mayor actividad en las especies (Corro, 2014), seguidamente la actividad se mantuvo en la segunda gira recolectándose un total de 148 especímenes y en la tercera gira es evidente un decremento en el número de ejemplares recolectados para los meses de noviembre y diciembre (81 especímenes) lo que coincide con la estación lluviosa en donde la actividad de estas avispas es menor. Tomando en cuenta las diferencias en los patrones de abundancia, durante los tres periodos de recolecta, es preciso mencionar que la disponibilidad de presas es un factor importante en la actividad de las pompilidas. Si factores abióticos (como sustratos y ambientes con elevados niveles de humedad relativa por lluvias) no son los adecuados para la avispa, probablemente sus actividades de vuelo, caza y forrajeo decrecerán, disminuyendo las capturas de especímenes con las trampas. Adicionalmente, los platos amarillos utilizados como trampas en este estudio son menos efectivos en capturar especímenes durante la época lluviosa.

La fauna de Pompilidae del PNC representa el 59.3% (19 géneros) de los 32 géneros registrados para la República de Panamá y probablemente, el 15% de todas las especies presentes en el país. El total de géneros y especies de Pompilidae en el PNC es menor a la de otras tres áreas protegidas de Panamá (Cuadro 2). Es probable que las diferencias en diversidad o abundancia entre las cuatro localidades comparadas (Cuadro 2) estén relacionadas, en parte, al tiempo de recolecta, cantidad y tipos de trampas utilizadas, diversidad de hábitats, tamaño del área estudiada y grado de aislamiento de los lugares muestreados. En BCI se utilizó únicamente la trampa Malaise, mientras que las recolectas en el PND, RFLT y PNC contemplaron tres técnicas (trampas Malaise, trampas amarillas y recolectas visuales con redes entomológicas). En BCI, la mayor abundancia estuvo representada por el género *Notocyphus* (49%) (Corro, 2014) mientras que, en el PND (Corro & Cambra, 2011), RFLT (Cambra & Quintero,

Cuadro 1 Abundancia y diversidad de Pompilidae para el PNC en tres giras de recolecta incluyendo el registro de la especie *Euplaniceps varia* Bradley (Miranda et al., 2013).

Especies PNC	Abundancia	Gira 1	Gira 2	Gira 3	Miranda et al., 2013
Ceropalinae					
<i>Ceropales cubensis alpacita</i>	1	1	0	0	
Epipompilinae					
<i>Epipompilus nigribasis</i>	1	1	0	0	
Notocyphinae					
<i>Notocyphus nr. ferrugineus</i>	1	1	0	0	
<i>Notocyphus</i> sp. 1	4	1	3	0	
Pepsinae					
Ageniellini (machos)	49	14	20	15	
<i>Ageniella</i> sp. 1	3	2	1	0	
<i>Ageniella</i> sp. 2	2	1	1	0	
<i>Ageniella</i> sp. 3	3	0	1	2	
<i>Ageniella</i> sp. 4	1	0	0	1	
<i>Auplapus carinus?</i>	2	1	0	1	
<i>Auplapus</i> sp. 1	1	1	0	0	
<i>Eragenia mikans</i> (= <i>Priocnemella rufathorax</i>)	18	8	2	8	
<i>Eragenia isolata</i>	4	2	2	0	
<i>Eragenia carinata</i>	3	2	1	0	
Pepsini					
<i>Calladargus doddsi</i>	2	0	2	0	
<i>Entypus unifasciatus urichi</i>	8	7	1	0	
<i>Minagenia</i> sp. 1	25	2	23	0	
<i>Minagenia</i> sp. 2	1	0	1	0	
<i>Pepsis lunthina</i>	35	11	16	8	
<i>Pepsis menckma</i>	1	1	0	0	
<i>Pepsis mildet</i>	15	14	1	0	
<i>Pepsis viripennis</i>	1	0	1	0	
Pompilinae					
Aporini					
<i>Allaporus smithianus</i>	14	14	0	0	
<i>Aporus idris comptus</i>	43	17	17	9	
<i>Aporus innotatus</i>	68	22	31	15	
<i>Euplaniceps cerea</i>	6	4	2	0	
<i>Euplaniceps varia</i> (Miranda et al. 2013)	0	0	0	0	1
<i>Priorthaspis variegata impudica</i>	15	6	6	3	
Pompilini					
<i>Anoplus americanus ambiguus</i>	12	3	1	8	
<i>Anoplus amethystinus amethystinus</i>	13	8	2	3	
<i>Aporinellus basalis</i>	16	4	6	6	
<i>Poecilapompilus flavopictus flavopictus</i>	2	2	0	0	
<i>Priochilus captivum</i>	4	4	0	0	
<i>Priochilus splendidulum</i>	9	2	7	0	
<i>Priochilus sericeifrons</i>	6	4	0	2	
Total	389	160	148	81	

Cuadro 2 Total de especies por géneros de Pompilidae recolectadas en cuatro localidades de la República de Panamá. Parque Nacional Coiba (PNC); Reserva Forestal La Tronosa (RFLT) Cambra & Quintero (2009); Isla Barro Colorado (BCI) Corro (2014). *Evans (1980); Parque Nacional Darién (PND) Corro & Cambra (2011). Algunas especies consideradas en este cuadro fueron determinadas a nivel de morfo especie.

Género	Localidades			
	PNC	RFLT	BCI	PND
<i>Agentella</i>	4	6	16	16
<i>Agenioideus</i>	0	0	0	1
<i>Allapornis</i>	1	1	0	0
<i>Anaplius</i>	2	4	3	5
<i>Aplochares</i>	0	0	0	1
<i>Apartinellus</i>	1	1	0	0
<i>Aparus</i>	2	2	2	2
<i>Atopogenia</i>	0	0	0	1
<i>Auplopus</i>	2	9	7	7
<i>Balboana</i>	0	0	2	3
<i>Caladurgus</i>	1	1	4	6
<i>Ceropalus</i>	1	1	0	0
<i>Cryptocheilus</i>	0	0	1	1
<i>Dipogon</i>	0	1	0	1
<i>Entypus</i>	1	1	1	1
<i>Epipompilus</i>	1	1	0	1
<i>Episyron</i>	0	1	0	0
<i>Eragenia</i>	3	3	2	3
<i>Euplaniceps</i>	2	1	0	0
<i>Hemipepsis</i>	0	1	0	1
<i>Irenangelus</i>	0	2	1	5
<i>Minagenia</i>	2	1	2	2
<i>Mystacagenia</i>	0	0	1*	1
<i>Notocyphus</i>	2	5	10	8
<i>Paracyphononyx</i>	0	1	0	0
<i>Pepsis</i>	4	2	2	6
<i>Poecilopompilus</i>	1	2	1	3
<i>Priochilus</i>	3	6	2	8
<i>Priocnemella</i>	1	0	3	3
<i>Priocnesus</i>	0	0	1	2
<i>Psorthaspis</i>	1	1	1	3
<i>Tachypompilus</i>	0	1	1	1
Total de géneros	19	24	20	26
Total de especies	34	55	62	92

2009) y PNC, el género *Aporus* fue el más abundante. Las trampas amarillas fueron muy eficientes en la captura de especímenes del género *Aporus*. Los datos anteriores indican que el género *Aporus*, con dos especies presentes en la República de Panamá, es posiblemente el género más abundante en el país, incluso sobre otros géneros muchos más diversos.

Waichert et al. (2012) registran para República Dominicana (en isla La Española) un total de 19 géneros y 33 especies de Pompilidae, cifra muy parecida a la encontrada para el PNC (19 géneros y 34 especies o morfoespecies). Sin embargo, República Dominicana tiene una extensión territorial mucho mayor: 48,442 km cuadrados contra 2,701.25 km cuadrados del PNC. La Teoría de la biogeografía de islas de MacArthur y Wilson (1967), relacionado con factores (tamaño de la isla, grado y duración de aislamiento o distancia del continente, clima, composición inicial de animales y especies colonizadoras, y actividad humana) que influyen las comunidades de islas, es la mejor explicación a la similitud en el número de géneros y especies de Pompilidae en dos islas con diferencias de extensión territorial marcadas. De todos los factores anteriores, la mayor distancia de República Dominicana al continente es probablemente el principal causante en la similitud del número de especies con isla Coiba. Al momento, no se han reconocido especies endémicas de pompilidos para el PNC, pero sí especies nuevas que también están presentes en otras localidades de tierra firme en Panamá. Para el PNC se han registrado dos especies endémicas de avispas de las familias Dryinidae y Crabronidae (Olmí, 2001; Antropov & Cambra, 2003).

CONCLUSIONES

El PNC, dada su posición geográfica y excelente estado de conservación, presenta una extraordinaria riqueza de especies que aún en nuestros días sigue siendo poco conocida. El hecho de mantener esta isla casi sin intervención humana, al ser colonia penal por 85 años (1919-2004), y declarada Parque Nacional en 1991, ha permitido la conservación de una rica fauna.

Con este trabajo queda expuesto que la Pompilidae del PNC está representada por las cinco subfamilias previamente registradas para la República de Panamá. Las 34 especies registradas para el PNC representan tal vez el 15% de las especies presentes en Panamá. No se reconocen especies endémicas, pero sí especies nuevas que han sido registradas para otras localidades de tierra firme en Panamá.

AGRADECIMIENTOS

Agradecimientos a la Secretaría Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación, Agencia Española de Cooperación Internacional, Ministerio del Ambiente y Policía Nacional, por el apoyo económico y logístico ofrecido durante esta investigación. A Cecilia Waichert, Utah State University, por facilitar referencia de la Pompilidae de República Dominicana.

REFERENCIAS

- Antropov, A. V. & R. A. Cambra. 2003. A new species of the genus *Aysma* Pate, 1937 (Hymenoptera: Crabronidae: Pemphredoninae) from Panama. *Russian Entomological Journal*, 12(2): 207–209.
- Cardiel, J. M., S. Castroviejo & M. Velayos. 1997. El Parque Nacional de Coiba: El medio físico. Págs. 11-30. En: Castroviejo, S. (editor), *Flora y Fauna del Parque Nacional Coiba (Panamá) Inventario Preliminar*. Agencia Española de Cooperación Internacional., Madrid, España. 534 pp.
- Cambra, R. A. & A. Santos. 2000. Diversidad de avispas esfécidas (Hymenoptera: Sphecidae) en el Parque Nacional Coiba, Panamá. *Scientia*, 15(1): 47–60.
- Cambra, R. A. 2001. Primer registro de la familia Embolemidae (Hymenoptera: Chrysidoidea) para Panamá. *Tecnociencia*, 3(2):109–113.

Cambra, R. A. & D. Quintero Arias. 2009. Diversidad de avispas Vespoidea y Apoidea (Hymenoptera) de la Reserva Forestal La Tronosa. Págs. 82-86. En: C. Garibaldi (ed.), Evaluación de la biodiversidad en la Reserva Forestal La Tronosa, provincia de Los Santos, Panamá. Resultados Finales 2005 – 2008. Proyecto PROBIO-Universidad de Panamá, UP/ Agencia de Cooperación Internacional del Japón, JICA. 240 pp.

Cambra, R. A., M. Olmi, M. Zambrano & Y. Del C. Campos. 2012. Diversidad de Dryinidae (Hymenoptera) para Panamá, en especial las del Parque Nacional Darién. *Scientia*, 22(1): 33-43.

Corro, P. E. & R. A. Cambra. 2011. Diversidad de avispas (Hymenoptera: Pompilidae) cazadoras de arañas del Parque Nacional Darién. República de Panamá. *Tecnociencia*, 13(1): 77-90.

Corro, P. E. 2014. Dinámica Poblacional de Avispas Cazadoras de Arañas (Hymenoptera: Pompilidae) en la Isla Barro Colorado, Panamá, República de Panamá. Tesis de Maestría, Programa Centroamericano de Maestría en Entomología, Universidad de Panamá. 87 pp.

Dreisbach, R. 1961. Eighteen new species in the genus *Calicurgis* Lepelletier (Hymenoptera: Psammocharidae) from Mexico, Central and South America with a key to all the species and photomicrographs of the male genital and subgenital plates. *The American Midland Naturalist*, 65 (2): 360-380.

Evans, H. E. 1966. A revision of the Mexican and Central American spider wasps of the subfamily Pompilinae (Hymenoptera: Pompilidae). *Memoirs of the American Entomological Society*, 20: 1-442.

Evans, H. E. 1967. Studies on Neotropical Pompilidae (Hymenoptera) III. Additional notes on *Epipompilus* Kohl. *Breviora*, 273: 1-15.

Fairchild, G. B. 1986. The Tabanidae of Panama. *Contributions of the American Entomological Institute*, 22(3): 1-139.

Hanson, P. & M. S. Wasbauer. 2006. Familia Pompilidae. Págs. 594-606. En: Hanson, P. y I. Gauld (eds.). Hymenoptera de la Región Neotropical. *Memoirs of the American Entomological Institute*, 77:1-994.

MacArthur, R. H. & E. O. Wilson. 1967. The Theory of Island Biogeography. Princeton University Press, 224 pp.

Miranda, R. J., S. Arizala C. & R. A. Cambra. 2013. A new species of *Neocteniza* (Araneae: Idiopidae) from Coiba Island, Panama, with observations on parasitism by *Euplaniceps varia* Bradley, 1944 (Hymenoptera: Pompilidae). *Revista Ibérica de Aracnología*, 22: 3-7.

Nieves-Aldrey, J. L. & F. M. Fontal-Cazalla. 1997. Inventario de himenópteros parasitoides (Cynipoidea y Chalcidoidea Hymenoptera, Insecta) de la isla Coiba. Págs. 375-397. En: Castroviejo, S. (editor), *Flora y Fauna del Parque Nacional Coiba (Panamá) Inventario Preliminar*. Agencia Española de Cooperación Internacional., Madrid, España. 534 págs.

Olmi, M. 2001. Contributo alla conoscenza dei Dryinidae (Hymenoptera Chrysidoidea). *Frustula Entomologica*, n. s. 24 (37): 21-49.

Vardy, C. R. 2000. The New World tarantula-hawk wasp genus *Pepsis* Fabricius (Hymenoptera: Pompilidae)—part 1. Introduction and the *P. rubra* species-group. *Zoologische Verhandelingen*, 332: 1-86.

Vardy, C. R. 2002. The New World tarantula-hawk wasp genus *Pepsis* Fabricius (Hymenoptera: Pompilidae)—part 2. The *P. grossa*—to *P. deaurata*-groups. *Zoologische Verhandelingen*, 337: 1-135.

Vardy, C. R. 2005. The New World tarantula-hawk wasp genus *Pepsis* Fabricius (Hymenoptera: Pompilidae)—part 3. The *P. inchyta* to *P. aurigittata*-groups. *Zoologische Mededelingen*, 79: 1-305.

Waichert, C.; J. Rodriguez; Von Dohlen, C. & J. P. Pitts. 2012. Spider wasps (Hymenoptera: Pompilidae) of Dominican Republic. *Zootaxa*, 1–47.

Waichert, C., Von Dohlen, C. D. & J. P. Pitts. 2015. Resurrection, revision and molecular phylogenetics of *Eragenia* Banks with implications for Ageniellini systematics (Hymenoptera: Pompilidae). *Systematic Entomology*, 40: 291–321.

Recibido diciembre de 2015, aceptado febrero de 2017.



ESTRUCTURA TRÓFICA DE LA ENTOMOFAUNA ACUÁTICA Y CALIDAD DEL AGUA DE LOS RÍOS ZARATÍ Y LA CHORRERA, PROVINCIA DE COCLÉ, REPÚBLICA DE PANAMÁ

Viterbo E. Rodríguez¹, Xavier Cárdenas

Universidad de Panamá, Centro Regional Universitario de Veraguas, Laboratorio de Investigaciones Biológicas y ambientales
e-mail: viterbor@gmail.com

RESUMEN

Con la finalidad de terminar la calidad del agua y la estructura trófica de las comunidades de insectos acuáticos, se establecieron tres estaciones de muestreo a una distancia de 40 km de trayecto a lo largo de los ríos Zarati y La Chorrera. Las estaciones comprendieron distintos tramos ubicados en las partes alta, media y baja de los ríos. Por cada estación la unidad de esfuerzo de muestreo, fue de una hora y se invirtió el mismo esfuerzo de trabajo por río. El muestreo se realizó desde abril a septiembre de 2014 y se realizó con una red tipo "D" de 500 μm de ojo de malla, mediante arrastres en los hábitats más representativos. Para el análisis de la calidad biológica del agua se emplearon los siguientes índices: Shannon-Wiener y el índice EPT. La asignación de los grupos funcionales alimentarios de colectores-filtradores, colectores-recolectores, raspadores, depredadores y trituradores se hizo principalmente de acuerdo a la literatura especializada para taxones neotropicales y para los que no se encontró información en la literatura para el Neotrópico se utilizó la asignación propuesta por Cummins, *et al.*, (2008) para Norte América. En el río La Chorrera en total se recolectaron 1434 individuos distribuidos en siete órdenes, 28 familias y 47 géneros, y en río Zarati 1219 individuos distribuidos en nueve órdenes, 33 familias y 49 géneros. Los órdenes más abundantes, en cuanto al número de individuos, en ambos ríos fueron: Odonata, Hemiptera, y Trichoptera. Los depredadores dominaron en riqueza y abundancia a nivel de río y a nivel de tramos en el río La Chorrera y el río Zarati. La calidad biológica del agua para los ríos la Chorrera y Zarati fue de moderadamente impactada. El índice biológico que determina mejor la calidad de las aguas es posiblemente el índice EPT ("Taxa").

PALABRAS CLAVES

Grupos funcionales alimentarios, colectores-filtradores, colectores-recolectores, raspadores, depredadores y trituradores.

TROPHIC STRUCTURE COMMUNITIES OF AQUATIC INSECT AND THE WATER QUALITY IN THE RIVERS ZARATÍ AND LA CHORRERA, ROVINCE DE COCLÉ, REPÚBLIC OF PANAMÁ

ABSTRACT

With the aim to determine the water quality and trophic structure of aquatic insect communities in the rivers Zaratí and La Chorrera, a total of three sampling stations were established. Stations were set in a 40 Km transect ensuring the highest amount of habitats for aquatic insects. Stations consisted of different sections ranging from the high, median and lower parts of these rivers. At each sampling station, the sampling effort unit was consistent at one hour. Sampling campaigns were carried out during the month of April to August, 2014. A "D" net (500 µm) was used to scan all habitats within the sampling stations. For the biological water quality analysis the following indexes were employed: Shannon-Weaver and EPT. The assignment of trophic functional groups (collectors-filters, collectors-gatherers, scrapers, predators and Shredders) was done primarily according to the specialized literature on neotropical taxa. For those neotropical taxa with no reference elsewhere, the proposed assignment by Cummins, *et al.*, (2008) was applied. At the Chorrera river, 1434 individuals were collected; these were distributed in seven orders, 28 families and 47 genera. In the Zaratí river, nine orders, 33 families and 49 genera were found among the 1219 collected individuals. The most abundant orders were: Odonata, Hemiptera and Trichoptera. Predators dominated both in abundance and richness at the river assemblage level and transect level in both the Zaratí and La Chorrera rivers. The water quality showed moderate impact. According to our results the best biological index was the EPT ("Taxa").

KEYWORDS

Functional feeding groups, collectors-filters, collectors-gatherers, scrapers, predators and Shredders.

INTRODUCCIÓN

La inmensa diversidad biológica de los ecosistemas acuáticos imposibilita tener un conocimiento completo sobre la estructura de sus comunidades (Jackson & Sweeney 1995). La mayoría de los estudios sobre la biota de los ríos en Panamá, específicamente la entomofauna, inicialmente versaron sobre la determinación de grupos taxonómicos existentes (Rodríguez & Bonilla, 1999; Rodríguez *et al.*, 2000; Rodríguez & Sánchez, 2001; Rodríguez & León, 2003; Rodríguez & Mendoza, 2003; Lombardo & Rodríguez, 2007); y posteriormente se enfocaron en el uso de la entomofauna como una herramienta para el diagnóstico de la calidad biológica del agua (Lombardo & Rodríguez, 2008; Pino & Bernal, 2009; Rodríguez *et al.*, 2009; Águila & García, 2011). Estos estudios no tomaron en consideración el papel trófico y otros aspectos ecológicos y funcionales de este grupo, necesarios para un conocimiento completo sobre la estructura de sus comunidades (Jackson & Sweeney, 1995; Greathouse & Pringle 2006).

En la actualidad se recomienda el uso de macroinvertebrados acuáticos en evaluaciones de calidad biológica del agua (Roldán, 1988, 1999, 2003), ya que dentro de los grupos faunísticos son los mejores bioindicadores de la calidad del agua (Alonso & Camargo, 2005; Fenoglio *et al.*, 2002). De allí, que el término calidad biológica, surge al analizar la composición y estructura de las comunidades de macroinvertebrados en los ecosistemas acuáticos (Alba-Tercedor, 1996). A la vez, existen métodos analíticos para determinar la calidad del agua, basados en parámetros que definen los diferentes usos que se le pueden dar al agua. Las cualidades intrínsecas de estos métodos, les hacen muy puntuales, aunque no se desestima su valor (Roldán, 1988; Alba-Tercedor, 1996).

En comparación con los estudios analíticos, el estudio biológico simplifica en gran medida el trabajo de campo y laboratorio, a la vez que, proporcionan datos confiables mediante la utilización de índices de diversidad y métodos aplicados a través de la identificación y cuantificación de los macroinvertebrados capturados (Vásquez *et al.*, 2006). En la actualidad se ha comprobado que los índices más prácticos, por su facilidad de obtención, son aquellos en los que solo

son necesarios datos cualitativos como: la presencia o ausencia de determinado bioindicador y una identificación taxonómica hasta el nivel de familia (Leiva, 2004). Igualmente, un muestreo exhaustivo puede garantizar la recolecta de los taxa presentes en el sitio de estudio (Alba-Tercedor, 1996) y dar mayor confiabilidad al índice empleado.

Estos índices bióticos en general, suelen ser específicos para un tipo de alteración o contaminación, y se basan en el concepto de organismo indicador. Permiten la valoración del estado ecológico de un ecosistema acuático afectado por un proceso de contaminación cualquiera. Para ello, a los grupos de macroinvertebrados de una muestra se les asigna un valor numérico en función del índice utilizado (Alonso & Camargo, 2005). Con el uso de macroinvertebrados acuáticos como organismos bioindicadores, será posible la vigilancia periódica de los recursos hídricos, con menos gastos económicos, y distribuyendo los recursos de forma eficaz (Alba-Tercedor, 1996). Esto debido a que el cambio climático está afectando el comportamiento y la estructura de las comunidades de algunos grupos de organismos bioindicadores, específicamente Ephemeroptera, ya que un pequeño cambio de tres grados en la temperatura, influye negativamente sobre el régimen adecuado de puesta de huevos con éxito; el cambio de la temperatura produciría cambios en la estructura, función ecológica y pérdida de la diversidad de macroinvertebrados (Barber *et al.*, 2008).

Las comunidades de macroinvertebrados acuáticos, presentes en los ecosistemas, representan un importante vínculo entre la materia orgánica, como recurso, y los consumidores de niveles superiores en la trama trófica. Los cambios en la proporción o abundancia de los llamados grupos funcionales alimentarios (GFA) de macroinvertebrados acuáticos a lo largo del río, se intentan explicar a través de la oferta de alimento y los hábitos para la obtención de este recurso por cada GFA (Allan & Castillo, en Rodríguez- Barrios, 2011). La ecología trófica de la entomofauna acuática ha sido ampliamente trabajada en zonas templadas, porque es un elemento importante en la estructura de las comunidades (Cummins *et al.*, 2008). Este método de asignación de especies a grupos funcionales alimentarios, está basado en la asociación entre los mecanismos morfológicos, de comportamiento y el tipo de alimento ingerido, lo cual permite agrupar

a los organismos acuáticos en las categorías de colectores (filtradores y recolectores), trituradores o trituradores, raspadores, y depredadores (Cummins *et al.*, 2008). Sin embargo, existen pocos estudios ecológicos sobre insectos acuáticos en los ecosistemas neotropicales, y por lo general, estos estudios determinan los grupos funcionales alimentarios de los taxa basándose en clasificaciones desarrolladas para zonas templadas, como la de Cummins *et al.*, (2008). Se ha comprobado que esta aproximación puede ser inexacta, puesto que los taxa clasificados en un grupo funcional trófico determinado en ecosistemas templados, no necesariamente presentan los mismos hábitos dietarios en el trópico (Gil *et al.*, 2006; Reynaga, 2009; Chará-Serna *et al.*, 2010; Rodríguez *et al.*, 2014).

Se debe generar información que integre elementos de la estructura trófica de las comunidades de insectos acuáticos y la función de estos organismos en los ecosistemas fluviales, para obtener modelos ecológicos que permitan hacer mejores generalizaciones sobre la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos tropicales (Tomanova *et al.*, 2006). Este trabajo pretende evaluar y determinar la diversidad y abundancia de los grupos funcionales alimentarios de la entomofauna acuática en los ríos Zarati y La Chorrera, provincia de Coclé.

MATERIALES Y MÉTODOS

Toma de muestras de insectos acuáticos.

Se establecieron tres estaciones de muestreo a una distancia de 40 km de trayecto a lo largo de los ríos Zarati y La Chorrera, asegurando la mayor cantidad de hábitats posibles para la comunidad de insectos acuáticos. Las estaciones en el río Zarati comprendieron distintos tramos, el tramo alto localizado entre los 8°38'10.8" N 80°12'29.5" O a 289 msnm; el tramo medio localizado entre los 8°37'10.5" N 80°14.3'3.6" O a 252 msnm; y el tramo bajo localizado entre los 8°33'37.8" N 80°19'15.8" O a 123 msnm. En el río La Chorrera el tramo alto se localizó entre los 8°31'6.7" N 80°17'33.9" O a 99.6 msnm; el tramo medio entre los 8°30'45.3" N 80°17'59.6" O a 63 msnm y el tramo bajo entre los 8°30'15" N 80°18'10.8" O a 56

msnm. Los tramos seleccionados en los ríos presentaron variabilidad de sustratos, entre los que se encuentran arcilla, grava, grandes piedras y arena, constituyendo diferentes microhábitats. Por cada estación de muestreo la unidad de esfuerzo fue de una hora y se invirtió el mismo esfuerzo de trabajo en cada estación. El muestreo se realizó desde abril a agosto de 2014 y se realizó con una red tipo "D" de 500 µm de ojo de malla, mediante arrastres en los hábitats más representativos. Para el tratamiento de las muestras se utilizó el procedimiento utilizado por Cornejo (2014), que consiste en la separación de los organismos en el campo, colocando las muestras en una bandeja blanca, para posteriormente con el uso de pinzas, retirar todos los insectos acuáticos, para ser colocados en frascos plásticos con alcohol al 70%. Finalmente, trasladamos las muestras al Laboratorio de Investigaciones Biológicas y Ambientales del Centro Regional Universitario de Veraguas, para su identificación.

Trabajo de laboratorio.

Las muestras fueron revisadas al estereoscopio y cuando fue necesario se realizaron montajes para observación al microscopio. El material biológico se determinó hasta el nivel taxonómico de género, con el uso de claves taxonómicas publicadas por Roldán (1988, 2003); Novelo-Gutiérrez (1997a, 1997b); Mc Cafferty (1998); Springer, (2006, 2010); Cummins *et al.*, (2008); Waltz & Burian (2008); Flowers & De la Rosa (2010) y Ramirez (2010). Todo el material identificado reposa en la colección de referencia del Laboratorio de Investigaciones Biológicas y ambientales del Centro Regional Universitario de Veraguas.

Asignación de los grupos funcionales alimentarios

Los grupos funcionales alimentarios considerados en este trabajo fueron: colectores-filtradores, colectores-recolectores, raspadores, depredadores y trituradores o fragmentadores y la asignación se realizó primariamente de acuerdo a la literatura especializada para taxones neotropicales (Tomanova *et al.*, 2006, Fenoglio *et al.*, 2008, Chara-Serna *et al.*, 2010), con la consulta a expertos y por último con la asignación propuesta por Cummins *et al.*, (2008) para Norte América.

Para el análisis de la calidad biológica del agua se emplearon los siguientes índices:

El índice EPT

El análisis EPT se realizó mediante la utilización de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera que son indicadores de buena calidad del agua debido a su alta sensibilidad a la contaminación. Para tal efecto se utilizaron dos métodos; el primero, se obtuvo contando el número de taxa ("EPT" taxa), de estos órdenes presentes en la muestra. El valor obtenido se comparó en un cuadro de calidad de agua (Cuadro 1); y el segundo, se calculó dividiendo el número de individuos de los órdenes Ephemeroptera, Trichoptera y Plecoptera ("EPT" %), presentes en la muestra entre el número total de individuos recolectados; el valor obtenido se multiplica por cien y el resultado se llevó a un cuadro de calificaciones de calidad de agua (Cuadro 1).

Cuadro 1 Clasificación de la calidad del agua de acuerdo a los valores del índice de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera)

Según Carrera & Fierro, 2001		Según Klemm <i>et al.</i>, 1990	
Índice EPT (%)	Calidad del agua	Índice EPT (Taxa)	Calidad del agua
75 - 100	Muy Buena	> 10	Sin impacto
50 - 74	Buena	6 - 10	Levemente impactado
25 - 49	Regular	2 - 5	Moderadamente impactado
0 - 24	Mala	0 - 1	Severamente impactado

Fuente: Álvarez-Carrión & Pérez-Rivera (2007); Carrera-Reyes & Fierro- Peralbo (2001)

El índice de diversidad de Shannon-Wiener

Se expresa con un número positivo y en la mayoría de los casos varía entre 1 y 5; donde los valores más cercanos a 5 representan a una comunidad más diversa y una mejor calidad biológica del agua. Se calcula con la siguiente fórmula: $H' = -\sum(n_i/n) \ln(n_i/n)$ y el resultado se comparó en un cuadro de calificaciones de calidad de agua (Cuadro 2).

Cuadro 2 Clasificación de la calidad del agua de acuerdo a los valores del índice de Shannon-Wiener (H') según Wilhm y Dorris (1968) y Staub et al. (1970)

Esquema de Wilhm & Dorris, (1968)		Esquema de Staub <i>et al.</i> , (1970)	
H'	Calidad del agua	H'	Calidad del agua
> 3	Agua limpia	3.0-4.5	Contaminación débil
1-3	Contaminación moderada	2.0-3.0	Contaminación ligera
< 1	Contaminación severa	1.0-2.0	Contaminación moderada
		0.0-1.0	Contaminación severa

Fuente: Segnini, 2003

RESULTADOS

Estructura numérica de la entomofauna asociada a los ríos La Chorrera y Zarati.

En el río La Chorrera en total se recolectaron 1.434 individuos distribuidos en siete órdenes, 28 familias y 47 géneros. Los órdenes más abundantes, en cuanto al número de individuos, fueron: Odonata con el 44.2 % (626 individuos) del total de los insectos recolectados, se encontraron siete familias y 14 géneros, en donde el género *Argia* (Coenagrionidae) fue el más abundante con el 26.43 % (379 individuos); el orden Hemiptera con el 29.2 % del total recolectado con ocho familias y 16 géneros; el orden Trichoptera con el 10.7 %, con dos familias y tres géneros; Coleoptera con el 5.1 %, con cinco familias y seis géneros; Plecoptera con el 4.9 %, una familia y un género; Ephemeroptera con el 3.0 % con tres familias y cinco géneros y por último, Megaloptera con una familia y un género. (Fig. 1 y Cuadro 3). En el río La Chorrera no se encontraron los órdenes Blattaria, Diptera, y Lepidoptera, los cuales estuvieron presentes en el río Zarati.

En el río Zarati en total se recolectaron 1.219 individuos distribuidos en nueve órdenes, 33 familias y 49 géneros. Los órdenes más abundantes, en cuanto al número de individuos, fueron: Odonata con 36.66 % (447 individuos) del total de los insectos recolectados, se encontraron ocho familias y 14 géneros, en donde el género *Argia* (Coenagrionidae) fue el más abundante con el 12.3 % (150

individuos); seguido en abundancia por los órdenes Hemiptera con el 29,7 % (370 individuos) del total recolectado, con cinco familias y 13 géneros; Trichoptera con el 13,3%, con tres familias y cuatro géneros; Plecoptera con el 7,0 %, con una familia y un género; Ephemeroptera con el 4,8 %, con cinco familias y seis géneros; Coleoptera 4,3 %, con seis familias y seis géneros; Megaloptera con el 2,7 %, con una familia y un género; Diptera con el 1,0 %, con una familia y dos géneros y por último los órdenes Lepidoptera y Blattaria, con el 0,41 % y 0,25 % respectivamente, ambos con una familia y un género (Fig. 1).

Asignación de los grupos funcionales alimentarios.

La identificación taxonómica y la asignación de los grupos funcionales alimentarios de los insectos recolectados en el río la Chorrera, se presenta en el Cuadro 3. Para los individuos que no fue posible identificar al nivel de generico (Staphylinidae) se reporta el grupo funcional alimenticio predominante en la familia. De los 46 géneros, 22 (47,8 %) fueron clasificados en grupos funcionales alimentarios de acuerdo con la literatura especializada para taxones neotropicales (Fenoglio *et al.*, 2002; Tomanova *et al.*, 2006; Reynaga, 2009; Chara-Serna *et al.* 2010; Rodríguez-Barrios *et al.*, 2011; Rodríguez-Barrios, 2011) y los 24 (52,2 %) géneros restantes, por carecer de información para el Neotrópico se les asignó el grupo funcional alimenticio propuesto por Cummins *et al.*, (2008).

A escala de río, en el río La Chorrera, los depredadores dominaron en riqueza y abundancia con 35 géneros y 1.209 individuos ($H'=2,74$), lo que representa el 84,31 % de los individuos; seguidos por los colectores-filtradores con tres géneros y 153 individuos ($H'=0,88$), lo que representa el 10,7 % de los individuos, los raspadores; presentaron tres géneros y 22 individuos ($H'=1,10$), para un 1,53 % de los individuos y los trituradores con tres géneros y 21 individuos ($H'=0,95$), para un 1,46 % de los individuos. El grupo de los colectores-recolectores estuvo representado por dos géneros y 29 individuos, para un 2,0 % (Fig. 2 y Cuadro 3).

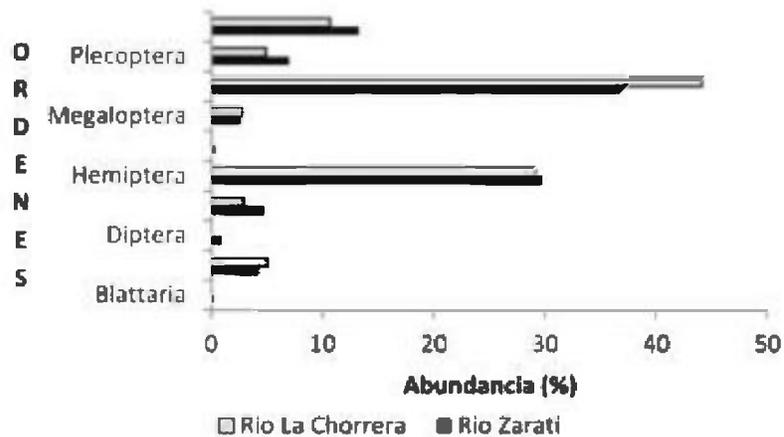


Fig. 1 Abundancia relativa de órdenes de insectos en los ríos La Chorrera y Zarati

En los tramos alto (99,6 m.s.n.m.), medio (63 m.s.n.m.) y bajo (56 m.s.n.m.) no se encontraron diferencias significativas en cuanto al número total de individuos recolectados (Kruskal-Wallis, $p=0,53$). Los depredadores dominaron en riqueza y abundancia el tramo alto, con 32 géneros y 466 individuos ($H'=2,87$), el tramo medio con 28 géneros y 356 individuos ($H'=2,48$) y el tramo bajo con 28 géneros y 387 individuos ($H'=2,33$), lo que representa el 87,8 %, 79,1 % y el 85,4 % de los individuos respectivamente (Cuadro 3).

La identificación taxonómica y la asignación de los grupos funcionales alimentarios de los insectos recolectados en el río Zarati, se presenta en la Cuadro 4. Para los individuos, que no fue posible identificar a nivel de género (Libellulidae y Staphylinidae) se reporta el grupo funcional alimenticio predominante en la familia. Para la familia Blaberidae (Blattaria), no se encontró información. De los 46 géneros, 35 (76 %) fueron clasificados en grupos funcionales alimentarios de acuerdo a la literatura especializada para taxones neotropicales (Tomanova *et al.*, 2006; Fenoglio *et al.*, 2008; Reynaga, 2009; Chara-Serna *et al.*, 2010; Rodríguez-Barrios *et al.*, 2011; Rodríguez-Barrios, 2011) y 11 (24 %) no se clasificó.

géneros, por carecer de información para el Neotrópico se les asignó el grupo funcional alimenticio propuesto por Cummins *et al.*, (2008). A la familia Blaberidae, no se le asignó un grupo funcional alimenticio, por carecer de información en la literatura para este grupo en ambientes acuáticos.

A escala de río, en el río Zarati, los depredadores dominaron en riqueza y abundancia con 32 géneros y 946 individuos ($H'=2,89$), lo que representa el 77,6 % de los individuos; seguidos por los colectores-filtradores con cuatro géneros y 179 individuos ($H'=1,38$), lo que representa el 14,7 % de los individuos, los colectores-recolectores presentaron cuatro géneros y 34 individuos, lo que representa el 3 % de los individuos ($H'=0,77$), los trituradores presentaron cinco géneros y 25 individuos ($H'=1,34$), para un 2 % de los individuos, y por último los raspadores con tres géneros y 32 individuos ($H'=1,20$), lo que representa el 2,6 % de los individuos recolectados (Fig. 2 y Cuadro 4). En los tramos alto (289 m.s.n.m.), medio (252 m.s.n.m.) y bajo (123 m.s.n.m.) del río Zarati, no se encontraron diferencias significativas en cuanto al número total de individuos recolectados (Kruskal-Wallis, $p=0,53$). Los depredadores dominaron en riqueza y abundancia el tramo alto, con 27 géneros y 330 (74 %) individuos ($H'=2,84$), el tramo medio con 25 géneros y 311(77,6 %) individuos ($H'=2,82$) y el tramo bajo con 26 géneros y 305 (82 %) individuos ($H'=2,70$) (Cuadro 4).

Análisis de la calidad biológica del agua de los ríos La Chorrera y Zarati.

Índice EPT.

Se determinó para el río La Chorrera un índice "EPT" taxa, general de $2,53 \pm 1,4$ ($n=30$), lo que indica que tiene una calidad de agua moderadamente impactada (Cuadro 1). Para la parte alta el índice "EPT" taxa, fue de $2,0 \pm 1,72$, para la parte media de $2,6 \pm 1,26$ y para la baja de $3,1 \pm 1,1$, lo que indica la misma calidad para todas las estaciones. Utilizando el índice "EPT" %, obtuvimos un promedio para el río La Chorrera de $16,18 \pm 11,6$ ($n=30$), lo que indica una mala calidad de agua. Para la parte alta el índice "EPT" %, fue de $12,08 \pm$

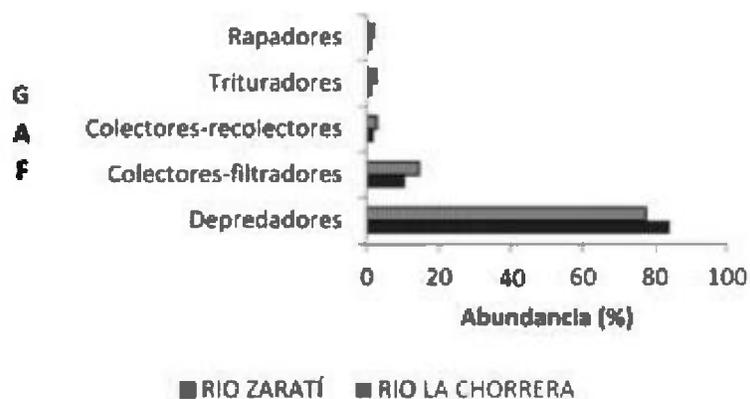


Fig. 2 Porcentaje de Abundancia de los Grupos funcionales alimentarios (GFA) en los ríos La Chorrera y Zarati.

12,56, para la parte media fue de 18.93 ± 12.87 y para la parte baja de 17.50 ± 9.07 , lo que indica que en todas las estaciones la calidad de agua fue mala.

En el río Zarati el índice "EPT" taxa, fue de 3.4 ± 1.54 ($n=30$), lo cual indica una calidad de agua moderadamente impactada. Para la parte alta el índice "EPT" taxa fue de 4.0 ± 1.05 , para la parte media de 3.5 ± 1.50 y para baja de 2.7 ± 1.8 . lo que indica la misma calidad para todas las estaciones. Utilizando el índice "EPT" %, obtuvimos un promedio general para el río Zarati de 22.5 ± 14.2 ($n=30$), lo que indica una mala calidad de agua. Para la parte alta el índice "EPT" %, fue de 29.6 ± 14.1 , lo que indica una calidad de agua regular, para la parte media fue de 21.9 ± 14.5 y para la parte baja de 15.9 ± 11.8 , lo que indica para estas dos últimas estaciones una calidad de agua mala.

El índice de diversidad de Shannon-Wiener

Utilizando el índice de diversidad de Shannon-Wiener se obtuvo para el río La Chorrera un promedio general de 2.22 ± 0.45 ($n=30$), lo que nos indica una contaminación moderada, o una contaminación ligera (Cuadro 2.). El río Zarati indicó un índice Shannon-Wiener de 2.37 ± 0.30 ($n=30$), lo que indica una contaminación moderada, o una contaminación ligera (Cuadro 2.).

DISCUSIÓN

Estructura numérica de la entomofauna asociada a los ríos La Chorrera y Zarati.

Según Cárdenas *et al.*, (2007); Flowers & De la Rosa, (2010) y Springer, (2010), los organismos indicadores de buena calidad de agua y salud del ecosistema se encuentran en ambientes poco perturbados, y pertenecen principalmente a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, en el presente estudio para el río La Chorrera y el río Zarati estos grupos representan el 18,6% y el 25,1%, respectivamente. Cárdenas *et al.*, (2007) encontraron que este grupo EPT, se encuentra bien representado en las quebradas protegidas con bosque ripario, con un 76% del total de individuos registrados, mostrando que el hábitat proporcionado por las quebradas protegidas con bosque ripario, es óptimo para albergar comunidades indicadoras de buena calidad de agua. Alonso, (2006) y González *et al.*, (2012) reafirman la importancia de la vegetación riparia para el establecimiento de la comunidad de insectos acuáticos. González-Carrasco, (2011) encontró en la subcuenca del río Zarati que el 0,81% de la cobertura vegetal corresponde a bosque maduro, 42,56% a rastrojo y el 56,63% a bosque intervenido. Esto parece indicar que la rápida degradación de la cobertura vegetal afecta la representatividad del grupo EPT en los ríos estudiados.

Una proporción de EPT, del total de organismos recolectados, mayor del 50%, señala que los géneros que integran estos órdenes son indicadores de aguas limpias y sensibles a los cambios ambientales (Vergara-Olaya, 2009). La baja representación de este grupo en los ríos La Chorrera y Zarati refleja que las condiciones de estos ecosistemas acuáticos no son adecuadas para albergar organismos indicadores o comunidades indicadoras de la buena salud del ecosistema y de la calidad de sus aguas.

Cuadro 3 Clasificación en grupos funcionales alimentarios (GFA) de los organismos recolectados en el río La Chorrera en los tramos alto (99.6 m.s.n.m.), medio (63 m.s.n.m.) y bajo (60 m.s.n.m.).

FAMILIA	GENERO	GFA	ALTA	MEDIA	BAJA	TOTAL
Hydropterygidae	<i>Leptocoma</i>	C-F ^{1,2}	29 (3,3%)	10 (0,4%)	20 (0,4%)	59 (0,7%)
Hydropterygidae	<i>Smicridae</i>	D ³	6 (1,1%)	1 (0,7%)	1 (0,0%)	8 (0,7%)
Phlebotomidae	<i>Chimarra</i>	C-F ^{1,2,4}	17 (1,2%)	20 (4,4%)	18 (4,0%)	55 (3,6%)
Cornagionidae	<i>Argo</i>	D ⁵	104 (10,6%)	121 (20,9%)	154 (34%)	379 (26,43%)
Cornagionidae	<i>Acuobagtion</i>	D ⁵	16 (7,8%)	1 (0,2%)	1 (0,2%)	18 (1,26%)
Cornagionidae	<i>Lelebaia</i>	D ⁵	0 (0,0%)	1 (0,4%)	0 (0,0%)	1 (0,14%)
Megapodagrionidae	<i>Megapodagrion</i>	D ⁵	1 (0,2%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)	1 (0,07%)
Platycentridae	<i>Palaeomonema</i>	D ⁵	2 (0,4%)	0 (1,3%)	3 (0,7%)	5 (10,77%)
Calopterygidae	<i>Heteroneura</i>	D ⁵	26 (4,9%)	19 (4,7%)	47 (10,4%)	92 (6,42%)
Libellulidae	<i>Aythia</i>	D ⁵	24 (4,5%)	16 (3,6%)	4 (0,9%)	44 (3,07%)
Libellulidae	<i>Nesobittacus</i>	D ⁵	2 (0,4%)	13 (2,9%)	4 (0,9%)	19 (1,32%)
Libellulidae	<i>Erythemis</i>	D ⁵	10 (1,9%)	2 (0,4%)	10 (2,2%)	22 (1,53%)
Libellulidae	<i>Erythrodiplax</i>	D ⁵	10 (1,9%)	4 (0,9%)	4 (0,9%)	18 (1,26%)
Protonotariidae	<i>Protonotera</i>	D ⁵	1 (0,2%)	1 (0,2%)	2 (0,4%)	4 (0,28%)
Gomphidae	<i>Phyllogomphus</i>	D ⁵	5 (0,9%)	2 (0,4%)	4 (0,9%)	11 (0,77%)
Gomphidae	<i>Agriogomphus</i>	D ⁵	3 (0,6%)	0 (0,0%)	1 (0,4%)	4 (0,28%)
Gomphidae	<i>Progomphus</i>	D ⁵	2 (0,4%)	1 (0,4%)	4 (0,9%)	6 (0,42%)
Nepidae	<i>Ranatra</i>	D ⁵	10 (1,9%)	2 (0,4%)	6 (1,3%)	18 (1,26%)
Nepidae	<i>Urocyba</i>	D ⁵	14 (2,6%)	6 (1,3%)	3 (0,7%)	23 (1,60%)
Gerridae	<i>Gerris</i>	D ⁵	1 (0,2%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)	1 (0,07%)
Gerridae	<i>Gerris</i>	D ⁵	10 (1,9%)	23 (4,9%)	10 (2,2%)	43 (3,03%)
Hydrometridae	<i>Hydrometra</i>	D ⁵	11 (2,1%)	0 (0,0%)	4 (0,9%)	15 (1,05%)
Veliidae	<i>Neogobius</i>	D ^{5,6}	20 (3,8%)	40 (9,0%)	11 (2,4%)	71 (4,93%)
Nitidulidae	<i>Nitidulidae</i>	D ⁵	37 (7,0%)	7 (1,6%)	7 (1,6%)	49 (3,42%)
Naucoridae	<i>Cryptorhynchus</i>	D ⁵	9 (1,7%)	11 (2,4%)	16 (3,5%)	36 (2,51%)
Naucoridae	<i>Anthrenus</i>	D ⁵	9 (1,7%)	12 (2,7%)	26 (5,7%)	47 (3,28%)
Naucoridae	<i>Limnognathus</i>	D ⁵	4 (0,8%)	1 (0,2%)	1 (0,2%)	6 (0,42%)
Naucoridae	<i>Limnocybus</i>	D ⁵	19 (2,2%)	7 (1,6%)	2 (0,4%)	24 (1,67%)
Naucoridae	<i>Palaeonitidula</i>	D ⁵	1 (0,2%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)	1 (0,07%)
Belontiidae	<i>Belontiidae</i>	D ⁵	0 (0,0%)	1 (0,2%)	1 (0,2%)	2 (0,14%)
Belontiidae	<i>Lebiaea</i>	D ⁵	0 (0,0%)	1 (0,2%)	3 (0,7%)	4 (0,28%)
Oligoneuridae	<i>Lebiaea</i>	C-F ¹	0 (0,0%)	0 (0,0%)	1 (0,2%)	1 (0,07%)
Staphylinidae	no determinar	D ^{5,7}	1 (0,2%)	1 (0,2%)	0 (0,0%)	2 (0,14%)
Corydalidae	<i>Corydalidae</i>	D ^{5,8,9}	13 (1,4%)	10 (2,2%)	19 (4,2%)	42 (2,93%)
Pedidae	<i>Pedidae</i>	D ^{5,8}	27 (3,1%)	14 (3,1%)	20 (4,4%)	61 (4,34%)
Baetidae	<i>Baetis</i>	C-R ¹	2 (0,4%)	1 (0,2%)	1 (0,2%)	4 (0,28%)
Baetidae	<i>Murshousia</i>	R ⁸	0 (0,0%)	0 (0,0%)	1 (0,2%)	1 (0,07%)
Psephenidae	<i>Psephenidae</i>	D ^{5,7}	0 (0,0%)	3 (1,1%)	2 (0,4%)	5 (0,35%)
Gyralidae	<i>Gyralidae</i>	D ⁵	21 (4,0%)	5 (1,1%)	11 (2,4%)	37 (2,58%)
Gyralidae	<i>Drepanis</i>	D ⁵	4 (0,8%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)	4 (0,28%)
Dryopidae	<i>Elmopoda</i>	R ⁸	6 (1,1%)	4 (0,9%)	4 (0,9%)	14 (0,98%)
Leptophlebiidae	<i>Leptophlebia</i>	C-R ¹	1 (0,2%)	13 (1,3%)	9 (2,0%)	23 (1,64%)
Leptophlebiidae	<i>Traverella</i>	T ¹⁰	3 (0,6%)	4 (0,9%)	3 (1,1%)	10 (0,71%)
Dryopidae	<i>Palaeomonema</i>	T ¹⁰	0 (0,0%)	1 (0,7%)	0 (0,0%)	1 (0,07%)
Ptilodactylidae	<i>Ptilodactylus</i>	T ¹⁰	1 (0,2%)	1 (0,2%)	4 (0,9%)	6 (0,42%)
TOTAL			531	450	453	1434

¹ Clasificados según Belle & Cabrera, 2001; ² clasificados según Tumanova *et al.*, 2004; ³ clasificados según Pennington *et al.*, 2010; ⁴ clasificados según Reynaga, 2010; ⁵ clasificados según Chao-Berna *et al.*, 2010; ⁶ clasificados según Rodríguez-Barrón *et al.*, 2011; ⁷ clasificados según Rodríguez-Barrón, 2011 y ⁸ clasificados según Cummins *et al.*, 2000; GFA grupo funcional alimenticio; C-F colectores-ómnívoros; C-R colectores-ómnívoros; R rasadores; T trituradores.

Cuadro 4 Clasificación en grupos funcionales alimentarios (GFA) de los organismos recolectados en el río Zarati en los tramos alto (289 msnm), medio (252 msnm) y bajo (123 msnm).

FAMILIA	GENERO	GFA	TRAMOS			TOTAL
			ALTO	MEDIO	BAJO	
Hydroptilidae	<i>Leptocoma</i>	C-P ^{1,2}	28 (12,3%)	9 (4,3%)	10 (8,3%)	47 (13,88%)
Hydroptilidae	<i>Natocidus</i>	D ³	15 (11,2%)	12 (11,8%)	0 (0,7%)	27 (12,87%)
Leptoptilabidae	<i>Tribolides</i>	C-P ¹	18 (11,5%)	14 (11,5%)	15 (11,2%)	47 (13,88%)
Phlebotomidae	<i>Chisora</i>	C-P ^{1,2,3}	17 (11,4%)	17 (11,4%)	16 (11,1%)	50 (14,10%)
Euthyplocidae	<i>Euthyplocia</i>	C-R ⁴	12 (11,0%)	10 (10,5%)	4 (4,3%)	26 (12,13%)
Naucidae	<i>Naucis</i>	C-R ⁴	0 (0,0%)	4 (4,2%)	1 (1,1%)	5 (0,3%)
Flucidae	<i>Cyllonops</i>	C-R ^{4,5}	1 (0,3%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)	1 (0,03%)
Euproteridae	<i>Neotapochor</i>	C-R ^{4,5}	1 (0,1%)	1 (0,1%)	2 (0,2%)	4 (0,11%)
Cunaxinidae	<i>Agria</i>	D ³	38 (13,0%)	40 (13,0%)	68 (13,6%)	150 (12,11%)
Megapodiprimidae	<i>Megapodiprion</i>	D ³	3 (0,2%)	2 (0,2%)	1 (0,1%)	6 (0,49%)
Phytophagidae	<i>Palaemonema</i>	D ³	1 (0,1%)	2 (0,2%)	4 (0,2%)	7 (0,22%)
Coleopterygidae	<i>Heterocera</i>	D ³	26 (12,1%)	19 (11,3%)	27 (12,2%)	71 (13,82%)
Polyblastidae	<i>Polyblastus</i>	D ³	1 (0,1%)	1 (0,1%)	0 (0,0%)	2 (0,16%)
Labiellidae	<i>Dytiscus</i>	D ³	11 (8,9%)	7 (9,8%)	15 (11,2%)	33 (12,31%)
Labiellidae	<i>Macrostomus</i>	D ³	11 (10,5%)	14 (11,3%)	11 (10,5%)	36 (12,99%)
Labiellidae	<i>Erythronis</i>	D ³	0 (0,0%)	1 (0,1%)	6 (0,1%)	7 (0,37%)
Labiellidae	<i>oxydactylus</i>	D ³	6 (6,3%)	7 (6,6%)	10 (10,5%)	23 (1,89%)
Labiellidae	<i>Erythrodiplos</i>	D ³	14 (11,1%)	12 (11,2%)	15 (11,2%)	41 (16,1%)
Prionocoridae	<i>Prionocora</i>	D ³	0 (0,0%)	0 (0,0%)	1 (0,1%)	1 (0,08%)
Gomphidae	<i>Phyllogomphidae</i>	D ³	2 (0,2%)	18 (11,3%)	0 (0,0%)	20 (11,97%)
Gomphidae	<i>Agrionomphus</i>	D ³	0 (0,0%)	0 (0,0%)	3 (0,2%)	3 (0,17%)
Gomphidae	<i>Gomphus</i>	D ³	4 (6,3%)	21 (11,2%)	5 (6,6%)	30 (12,46%)
Gomphidae	<i>Aeplogomphus</i>	D ³	0 (0,0%)	3 (0,2%)	0 (0,0%)	3 (0,23%)
Nepidae	<i>Nepes</i>	D ³	1 (0,1%)	0 (0,0%)	1 (0,1%)	2 (0,16%)
Gerridae	<i>Tropidius</i>	D ³	26 (12,1%)	4 (0,1%)	0 (0,0%)	30 (13,77%)
Gerridae	<i>Neogerris</i>	D ³	0 (0,0%)	0 (0,0%)	5 (6,4%)	5 (0,41%)
Gerridae	<i>Gerris</i>	D ³	26 (12,1%)	17 (11,4%)	35 (12,9%)	78 (40,49%)
Veliidae	<i>Rhagovelia</i>	D ³	40 (13,4%)	20 (12,3%)	31 (12,3%)	91 (12,12%)
Veliidae	<i>Microvelia</i>	D ³	1 (0,1%)	1 (0,1%)	0 (0,0%)	2 (0,16%)
Veliidae	<i>Aradivelia</i>	D ³	0 (0,0%)	0 (0,0%)	2 (0,2%)	2 (0,15%)
Naucoridae	<i>Cyphoverites</i>	D ³	14 (11,3%)	14 (11,3%)	15 (11,2%)	43 (12,87%)
Naucoridae	<i>Ambrysus</i>	D ³	14 (11,3%)	22 (11,8%)	9 (6,4%)	45 (13,66%)
Naucoridae	<i>Limnoria</i>	D ³	10 (11,5%)	16 (11,3%)	6 (4,3%)	32 (12,28%)
Belostomatidae	<i>Belostomat</i>	D ³	7 (9,8%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)	7 (0,37%)
Belostomatidae	<i>Lebia</i>	D ³	5 (1,2%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)	5 (0,23%)
Gyrinidae	<i>Gyrinus</i>	D ³	1 (0,1%)	5 (4,4%)	1 (0,1%)	7 (0,27%)
Corixidae	<i>Corixidae</i>	D ^{3,4,5}	10 (11,3%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)	10 (7,17%)
Perilidae	<i>Anacarsaria</i>	D ^{3,4}	54 (12,8%)	55 (12,9%)	18 (11,1%)	127 (16,97%)
Tipulidae	<i>Heterotoma</i>	D ^{3,4,5}	6 (6,3%)	2 (0,2%)	1 (0,1%)	9 (0,79%)
Psephenidae	<i>Psephenus</i>	D ^{3,4}	3 (0,2%)	0 (0,0%)	1 (0,1%)	4 (0,08%)
Colembidae	<i>Paratrichia</i>	D ^{3,4}	1 (0,1%)	4 (0,2%)	0 (0,0%)	5 (0,41%)
Leptoptilabidae	<i>Tropidius</i>	D ³	0 (0,0%)	1 (0,1%)	1 (0,1%)	2 (0,16%)
Leptoptilabidae	<i>Triuncobodes</i>	T ⁶	3 (0,2%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)	3 (0,23%)
Dryopidae	<i>Palaemon</i>	T ⁶	1 (0,1%)	3 (0,2%)	0 (0,0%)	4 (0,33%)
Palaemonidae	<i>Amphystrota</i>	T ⁶	7 (9,8%)	1 (0,1%)	5 (6,4%)	13 (11,07%)
Tipulidae	<i>Tipula</i>	T ⁶	0 (0,0%)	2 (0,2%)	1 (0,1%)	3 (0,23%)
Staphylinidae	<i>am detrita</i>	D ³	1 (0,1%)	1 (0,1%)	0 (0,0%)	2 (0,16%)
Dryopidae	<i>Elmiponax</i>	D ³	7 (0,3%)	4 (0,1%)	2 (0,1%)	13 (1,07%)
Blattellidae	<i>am detrita</i>	B-3	2 (0,16%)	0 (0,0%)	1 (0,14%)	3 (0,23%)
TOTAL			225	261	333	819

¹ Clasificados según Beth & Cabrera, 2001; ² clasificados según Fournier *et al.*, 2006; ³ clasificados según Fournier *et al.*, 2006; ⁴ clasificados según Haynes, 2009; ⁵ clasificados según Chera-Serna *et al.*, 2010; ⁶ clasificados según Rodríguez-Barrón *et al.*, 2011; ⁷ clasificados según Rodríguez-Barrón, 2011 y ⁸ clasificados según Curcio *et al.*, 2009; GFA grupo funcional alimenticio; C-P colectas filtradas; C-R colectas resacas; B-3 sin información.

Los Trichoptera encontrados en el río La Chorrera corresponden a las familias Hydropsychidae (*Leptomema* y *Smicridea*), que toleran altos niveles de contaminación y la familia Philopotamidae (*Chimarra*), que puede sobrevivir niveles de contaminación moderada (Springer, 2010), mientras que en el río Zarati se encontró la familia Hydropsychidae (*Leptomema* y *Smicridea*) y Leptoceridae (*Nectopsyche*) que pueden tolerar niveles de contaminación moderada (Springer, 2010). Los Trichoptera se encuentran poco representados en estos ambientes acuáticos, lo que parece indicar que el hábitat proporcionado por los ríos no es óptimo para albergar organismos indicadores de buena calidad de agua o de la salud del ecosistema, ya que los géneros encontrados toleran niveles de contaminación de moderada a alta.

El orden Ephemeroptera en el río La Chorrera está poco representado, con una proporción de 3,0%. De la familia Leptophlebiidae se encontró el género *Thraulodes* que puede tolerar niveles bajos de contaminación y *Traverella* que tolera niveles bajos de turbidez (Flowers & De la Rosa, 2010), de la familia Baetidae se encontró el género *Baetis* tolerante a la contaminación y *Moribaetis* que habita en quebradas torrentosas y bien oxigenadas (Flowers & De la Rosa, 2010), de la familia Oligoneuriidae se encontró el género *Lachlania* el cual es considerado intolerante a la contaminación (Flowers & De la Rosa, 2010). A pesar de haber encontrados géneros que podrían ser considerados como indicadores de buena calidad, como *Moribaetis* y *Lachlania*, la proporción de ellos fue relativamente baja 0,07%, por lo cual se puede afirmar que el río La Chorrera no es óptimo para albergar organismos indicadores de buena calidad de agua o de la salud del ecosistema.

En el río Zarati el orden Ephemeroptera está representado en un 6,7%, por la familia Leptophlebiidae, se encontró el género *Thraulodes* que puede tolerar niveles bajos de contaminación y *Terpides* probablemente intolerante a la contaminación (Flowers & De la Rosa, 2010), de la familia Euthyplociidae se encontró a *Euthyplocia*, que aparentemente necesita agua limpia con corriente moderada a fuerte (Flowers & De la Rosa, 2010), de la familia Baetidae se encontró el género *Baetis* tolerante a la contaminación y de la familia

Leptohyphidae, el género *Tricorythodes* que puede sobrevivir niveles de contaminación moderada (Flowers & De la Rosa, 2010). La poca representación de este orden en el río indica que el mismo no es óptimo para albergar organismos indicadores de buena calidad de agua o de la salud del ecosistema.

Se ha documentado que el orden Plecoptera por su respuesta a los cambios ambientales se convierte en un excelente indicador de las condiciones del hábitat y de la calidad del agua, razón por la cual, generalmente se incorpora en los índices biológicos de calidad de agua (Cárdenas *et al.*, 2007; Flowers & De la Rosa, 2010; Gutiérrez-Fonseca, 2010; Springer, 2010). En el río La Chorrera el orden se presentó con una proporción de 4,88% y para el río Zarati de 6,97%, todos de la familia Perlidae con el género *Anacroneturia*. En la zona neotropical, la familia Perlidae puede encontrarse en condiciones de baja saturación de oxígeno, lo que parece indicar que esta familia puede tolerar cierto grado de contaminación orgánica, relacionada con la deficiencia de oxígeno (Tomanova & Tedesco, 2007). Al encontrar esta familia en los ríos La Chorrera y Zarati que tienen un evidente grado de contaminación, parece apoyar lo reportado por Tomanova & Tedesco, 2007, al hacer referencia a que el género *Anacroneturia* en el Neotrópico puede tolerar cierto grado de contaminación. Esta afirmación es apoyada por los hallazgos de Bispo *et al.*, (2002) quienes encontraron ninfas de *Anacroneturia* en ríos caracterizados por sus niveles de contaminación antropogénica. La sola presencia de la familia Perlidae, y su género *Anacroneturia*, en los sistemas lóticos neotropicales, no puede ser considerada como indicador de buena calidad del agua, ya que difiere ampliamente en sus valores de niveles de tolerancia frente a las condiciones ambientales (Tomanova & Tedesco, 2007).

En los ríos Sábalo, Piña, Ponuga, Pocrí, Suay, Santa María, Tribique, Agué y Santa Clara, de la provincia de Veraguas, con niveles de calidad de agua que van de dudosa a aguas muy contaminadas se encontró a los órdenes Hemiptera, Odonata y Coleoptera como los predominantes en cuanto al número de familias y géneros (Rodríguez & Sánchez, 2001; Rodríguez & Mendoza, 2003; Rodríguez & León, 2003; Lombardo & Rodríguez, 2007; Lombardo & Rodríguez, 2008;

Robles & Pimentel, 2007; Rodríguez *et al.*, 2009) Cárdenas *et al.*, (2007), encontraron en quebradas con aguas de mediana calidad, producto del desarrollo de actividades pecuarias, altos porcentajes de los órdenes; Hemiptera, Odonata y Coleoptera. Según González-Carrasco, (2011) en la subcuenca del Zarati predomina la agricultura de subsistencia, sin ningún tipo de práctica de conservación de suelo, lo que obliga a pensar que estas actividades pecuarias tienen un efecto directo sobre la calidad del agua, y esto se refleja en la caracterización en términos de abundancia de los ríos La Chorrera y Zarati, que se encuentran dominados por los órdenes Odonata y Hemiptera, al igual que gran parte de los ríos de la provincia de Veraguas (Rodríguez & Sánchez, 2001; Rodríguez & Mendoza, 2003; Rodríguez & León, 2003; Lombardo & Rodríguez, 2007; Lombardo & Rodríguez, 2008; Robles & Pimentel, 2007; Rodríguez *et al.*, 2009), en el río David en la provincia de Chiriquí (Pino & Bernal, 2009) y en el río La Villa en provincia de Los Santos (Wittgreen & Villanero, 1998)

Asignación de los grupos funcionales alimentarios.

En un sistema fluvial de montaña, Rodríguez-Barrios, (2011) encontró, a escala de río, como grupo dietario dominante, en cuanto a riqueza y abundancia, a los colectores-recolectores seguidos de los depredadores, raspadores, trituradores y los colectores-filtradores, pero a escala de tramo los trituradores dominaron ampliamente en el tramo alto, en el tramo medio y bajo. En este estudio, a nivel de río en cuanto a riqueza y abundancia se refiere, los grupos dietarios dominantes fueron los depredadores y los colectores-filtradores, en ambos ríos. A nivel de tramo, en los ríos estudiados, los depredadores dominaron en riqueza y abundancia el tramo alto, el medio y el bajo. Según Rivera-Usme, (2011) los depredadores son indicadores de ambientes con altos niveles de eutrofización y su gran abundancia radica en que está mejor adaptados a estas condiciones por ser más competitivos. Adamus & Brandt, (1990) en Arango *et al.*, (2008) señalan que un efecto de la contaminación sobre las comunidades de los sistemas acuáticos es el incremento de los depredadores sobre los herbívoros y detritívoros y la abundancia de Hemiptera y Coleóptera. La dominancia del grupo dietario de los depredadores a nivel de río y a nivel de tramos, parece indicar que los ríos estudiados tienen cierto grado de contaminación.

Autores como Chará-Serna *et al.*, (2010) plantearon que aunque los colectores sean abundantes, su importancia ecológica no supera a otros grupos, como los trituradores y los depredadores, en ríos tropicales. Cheshire *et al.*, (2005) encontraron en ríos tropicales australianos como grupos dominantes a los trituradores y depredadores. El grupo funcional alimenticio de los depredadores juega un importante papel como el segundo grupo dietario en importancia, en relación con la alta abundancia de grupos como los colectores y trituradores; estos últimos tienden a disminuir sus tamaños con el incremento de los depredadores (Rodríguez-Barrios, 2011).

De los 59 géneros determinados para ambos ríos, a 23 (39,0%) no se encontró en la literatura información de hábitos dietarios para la región neotropical, lo que destaca la necesidad de continuar con el estudio de los contenidos intestinales, de los insectos que habitan las quebradas y ríos neotropicales, tal como lo sugiere Chará *et al.*, (2010) y Rodríguez-Barrios, (2011).

Análisis de la calidad biológica del agua de los ríos La Chorrera.

Según Vergara-Olaya, (2009) el valor máximo que adquiere el índice de Shannon-Wiener en los ríos para las comunidades de invertebrados bénticos es de 4,5. Este índice disminuye mucho en aguas muy contaminadas, valores inferiores a $H' = 2,4$ – $H' = 2,5$ indican que el sistema está sometido a tensión. Los valores obtenidos para el índice Shannon-Wiener para los ríos La Chorrera y Zaratí son de $H' = 2,22$ y $H' = 2,37$ respectivamente, lo que indica que estos ecosistemas están sometidos a tensión. Utilizando el sistema de clasificación de la calidad del agua de acuerdo a los valores del índice de Shannon-Wiener (H') (Cuadro No.2), ambos ríos muestran una calidad de agua que va de contaminación ligera a contaminación moderada, lo que afirma la aseveración de Vergara-Olaya, (2009).

El índice EPT (“EPT” %) indicó que ambos ríos tienen una mala calidad de agua, lo cual contradice los resultados obtenidos con el índice de Shannon-Wiener, el cual refleja una calidad de agua que va de contaminación ligera a contaminación moderada y el EPT (“Taxa”) que indica una calidad de agua moderadamente impactada. Álvarez-Carrión & Pérez-Rivera (2007) encontraron en seis ríos de Honduras,

correspondencia entre el índice EPT ("Taxa") y los análisis físicoquímicos, ambos dan los mismos resultados de calidad de agua. Según Álvarez-Carrión & Pérez-Rivera (2007) el índice EPT ("Taxa") brinda resultados más precisos, porque mide la presencia y ausencia de familias catalogadas como sensibles a la contaminación del agua y su relación con el total de la población. Roldán (1988), argumenta que la determinación de la calidad del agua está en relación a la proporción y abundancia en que estos grupos se encuentren representados en la comunidad. La riqueza de los taxa pertenecientes a los grupos de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, es sensible a la contaminación en general y a las alteraciones del hábitat, producto de las alteraciones humanas (Gamboa, *et al.*, 2008). Sin embargo, es importante recalcar que se puede llegar a conclusiones ligeramente diferentes en cuanto a calidad de agua, dependiendo del tipo de índice biológico que se utilice (Arroyo & Encalada, 2009).

CONCLUSIONES

La comunidad de insectos acuáticos de los ríos Zarati y La Chorrera está compuesta principalmente por depredadores, colectores-filtradores, colectores-recolectores, trituradores o fragmentadores. Los depredadores fue el grupo funcional alimenticio con mayor cantidad de individuos con el 77,6% de la abundancia para el río Zarati y el 84,3% para el río La Chorrera. La similitud entre la estructura trófica de las comunidades estudiadas y la dominancia del grupo dietario de los depredadores, parece indicar que los ríos estudiados tienen cierto grado de contaminación o perturbación que afecta la calidad biológica del agua.

Este estudio sugiere que el índice biológico EPT ("Taxa"), es el que mejor determina la calidad biológica del agua, ya que la ausencia o presencia de los taxa pertenecientes a los grupos de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, es sensible a la contaminación en general y a las alteraciones del hábitat.

De los géneros recolectados, no se encontró en la literatura información de hábitos dietarios para la región neotropical de 23 de ellos, lo que destaca la necesidad de continuar estudiando la ecología

de los organismos que habitan las quebradas y ríos tropicales, específicamente la revisión de los contenidos intestinales

REFERENCIAS

Águila, Y & A. García (2011) Utilización de asociaciones de macroinvertebrados potencialmente indicadoras (API's) para discriminar aguas de diferente calidad. *Tecnociencia*, Vol. 13, Nº 2

Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *IV SIAGA*, 2:203-213.

Alonso A. & J. A. Camargo. (2005). Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los Ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas*. 3: 1-12. Alonso, A. (2006). Valoración del efecto de la degradación ambiental sobre los macroinvertebrados bentónicos en la cabecera del río Henares. *Ecosistemas*. Asociación española de ecología terrestre, 15 (2): 1-5.

Álvarez-Carrión, S. M. & L. Pérez-Rivera. (2007). Evaluación de la calidad de agua mediante la utilización de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca del Yeguaré, Honduras. Tesis de Licenciatura. Carrera de Desarrollo Socioeconómico y Ambiente. Instituto Zamorano, Honduras. Pág. 50

Arango, M. C.; L. F. Álvarez; G. A. Arango; O. E. Torres & A. de J. Monsalve. (2008). Calidad del agua de las quebradas La Cristalina y La Risaralda, San Luis, Antioquia. *Revista EIA*. No., pp. 121-141.

Arroyo D. C & A. C. Encalada. (2009). Evaluación de la calidad de agua a través de macroinvertebrados bentónicos e índices biológicos en ríos tropicales en bosque de neblina montano. *Avances de Ciencia e Ingeniería*. 1, 11-20

Barber-James, H.; Gattolliat, J.; Sartori, M.; & M. Hubbard (2008). Global Diversity of Mayflies (Ephemeroptera, Insecta) in Freshwater. *Hydrobiology* Nº 595 Pág. 339–350.

Cárdenas, A.; B. Reyes; M. López; A. Woo; E. Ramirez & M. Ibrahim. (2007). biodiversidad de macroinvertebrados acuáticos y la calidad del agua en la subcuenca de los ríos Bul Bul y Paiwas, Matiguás, Nicaragua. Encuentro, N° 77, 83-93.

Carrera-Reyes, C. & K. Fierro-Peralbo. (2001). Manual de monitoreo. Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. EcoCiencia. Quito, Ecuador. 64pp.

Chará-Serna, A. M.; J. Chará.; M. Zúñiga; G. Pedraza & L. Giraldo. (2010). Clasificación trófica de insectos acuáticos en ocho quebradas protegidas de la ecorregión cafetera colombiana. U. Scient. 15(1): 27-36.

Cheshire, K.; L. Boyero, & R.G. Pearson. (2005). Food webs in tropical Australian streams: shredders are not scarce. Freshwat. Biol. 50:748–769.

Cornejo, A. (2014). Estructura de la comunidad de macroinvertebrados dulceacuícolas en el área de concesión minera Cerro Petaquilla, Colón, Panamá. Scientia Vol. 24(2):15-35.

Cummins, K. W.; R. W. Merritt & M. B. Berg. (2008). Ecology and distribution of aquatic insects. In An introduction to the aquatic insects of North America. (4th ed.) Eds: Kenneth W. Cummins, Richard W. Merritt, and Martin B. Berg, pp.105–122. Dubuque, Iowa. Kendall/Hunt. 1158 pp.

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

Fenoglio, S., B.O. Tiziano, A. Czekaj y E. Roeciszewska. (2008). Feeding habits, fine structure and microhabitat preference of *Euthyplocia hecuba* (Hagen, 1861) (Ephemeroptera: Euthyplociidae) nymphs from Honduras. Folia Biol. 56: 43-49.

Flowers, R. W. & C. De la Rosa. (2010). Ephemeroptera. *Rev. Biol. Trop.* Vol. 58 (Suppl. 4): 63-93.

Gamboa, M.; Reyes, R.; & J. Arrivillaga (2008). Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. *Boletín de malariología y salud ambiental* Vol. XLVIII, 109-120.

Gil, M.A.; Garelis, P.A. & E. A. Vallania. (2006). Hábitos alimenticios de larvas de *Polycentropus joergenseni* Ulmer, 1909 (Trichoptera: Polycentropodidae) en el río Grande (San Luis, Argentina). *Gayana* 70(2): 206-209.

González, S. M.; Y. P. Ramírez; A. M. Meza & L. G. Dias. (2012). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos y Calidad de agua de quebradas abastecedoras del Municipio de Manizales. *bol. cient. mus. hist. nat.* 16 (2): 135 – 148

González-Carrasco, W. del C., (2011). Manejo y protección de zonas de recarga hídrica y fuentes de agua para consumo humano en la subcuenca del río Zaratí, Panamá. Tesis de Maestría. Centro agronómico tropical de investigación y enseñanza. Turrialba, Costa Rica, Pág. 157.

Greathouse, E. A. & C. M. Pringle. (2006). Does the river continuum concept apply on a tropical island? Longitudinal variation in a Puerto Rican stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63: 134–152.

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

Jackson, J. K. & B. W. Sweeney. (1995). Research in tropical streams and rivers: introduction to a series of papers. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 14(1): 2-4.

Leiva, M. J. (2004). Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad de agua en la cuenca del Estero Peu Peu comuna de Lautaro IX Región de la Araucanía. Tesis de Licenciatura en Recursos Naturales. Universidad Católica de Temuco. Chile

Lombardo, R. & Rodríguez, V. (2007). Entomofauna acuática asociada a la parte Media-baja del río Santa María, provincia de Veraguas, república de Panamá. *Tecnociencia*, Vol. 9, N° 1

Lombardo, R. & Rodríguez, V. (2008). Calidad biológica del agua en la parte media-baja del Río Santa María, provincia de Veraguas, República de Panamá. *10(1)*: 19-32.

Mc Cafferty W.P. (1998). *Aquatic Entomology: The Fishermen's and ecologists illustrated guide to insects and their relatives*. Jones and Bartlett Publishers Sudbury, Massachusetts Editorial. The United States of America. 448.

Novelo-Gutiérrez R., (1997a). Clave para la determinación de familias y géneros de Náyades de Odonata de México. Parte II. Anisoptera. *Dugesiana*, 4(2):31-40.

Novelo-Gutiérrez R., (1997b). Clave para la separación de familias y géneros de Náyades de Odonata de México. Parte I. Zygoptera. *Dugesiana*, 4, (1):1-10.
Págs. 88.

Pino, R., & J. A. Bernal. (2009). Diversidad, distribución de la comunidad de insectos acuáticos y calidad del agua de la parte alta-media del río David, provincia de Chiriquí, Republica de Panamá. *Rev. Gestion y Ambiente*. Vol (12), No.3, pp 73-84.

Ramírez, A. (2010). Odonata. *Rev. Biol. Trop.* Vol. 54 (Supl. 4): 97-136

Reynaga, M., (2009). Hábitos alimentarios de las larvas de Trichoptera (Insecta) de una cuenca subtropical. *Ecología austral*. 19:207-214.

Rivera-Usme, J. 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.

Facultad de Ciencias, Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia. Pág. 156.

Rodríguez, V. & E. Bonilla. (1999). Estudio taxonómico de la comunidad de insectos acuáticos en Los Corrales, Distrito de San Francisco, Provincia de Veraguas, República de Panamá. *Sientia* 14(2): 65-77.

Rodríguez, V. & H. León (2003). Insectos acuáticos asociados al Río Tribique, en el Distrito de Soná, Provincia de Veraguas. *Tecnociencia* 5(1): 51-64.

Rodríguez, V. & M. Mendoza (2003). Entomofauna acuática asociada al río Agué, en el distrito de la Mesa, Veraguas, Panamá. *Tecnociencia* 5(2): 109-118.

Rodríguez, V. & N. Sánchez. (2001). Entomofauna acuática asociada al Río Santa Clara en Veraguas, República de Panamá. *Tecnociencia* 3(2):73-87.

Rodríguez, V.; M. Barrera & Y. Delgado. (2000). Insectos acuáticos de la quebrada El Salto, en el Distrito de las Palmas, Provincia de Veraguas, República de Panamá. *Scientia* 15(2): 33-44.

Rodríguez, V.; Robles, N. & Pimentel, Y. (2009). Calidad biológica del agua de los ríos Sábalo, Piña, Ponuga, Pocrí y Suay en la Provincia de Veraguas, Panamá. *Tecnociencia*. Vol. 11(1): 75-88.

Rodríguez, V.; V. De Gracia & B. Peña (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*, Vol. 16(2):33-53.

Rodríguez-Barrios, J. A. (2011) Descriptores funcionales en un sistema fluvial de montaña. Santa Marta, Colombia. Facultad de Ciencias, Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C., Colombia. Tesis Doctoral. Pags. 145.

Rodríguez-Barrios, J.A. R. Ospina-Tórres & R. Turizo-Correa. (2011). Grupos funcionales alimentarios de macroinvertebrados acuáticos en el río Gaira, Colombia. *Rev. Biol. Trop.*, 59 (4): 1537-1552.

Roldán, G. (1988). Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Universidad de Antioquia., Bogotá, Colombia. 216 p.

Roldán, G. (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 23 (88): 375-387.

Roldán, G. (2003). Bioindicación de la Calidad del agua en Colombia. Uso del método BMWP/Col. Editorial Universidad de Antioquia. 170.

Segnini, S. 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos*, 16: 45-63.

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

Springer, M. (2010). Trichoptera. *Rev. Biol. Trop.* Vol. 58 (Suppl. 4): 151-198.

Tomanova, S. & P. Tedesco. (2007). Tamaño corporal, tolerancia ecológica y potencial de bioindicación de la calidad del agua de *Anacroneria* spp. (Plecoptera: Perlidae) en América del Sur. *Rev. Biol. Trop.* Vol. 55 (1): 67-81.

Tomanova, S., E. Goitia & J. Helešic. (2006). Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia* 556: 251-264.

Vásquez, S.F.; Castro, M.G.; González, M.I.; Pérez R.R. & Castro, B.T. (2006). Bioindicadores como herramientas para determinar la calidad del agua. *Contactos* 60: 41-48.

Vergara-Olaya, D. A., 2009. Entomofauna lítica bioindicadora de la calidad del agua. Tesis de Maestría. Facultad de Minas. Escuela de Geociencias y Medio Ambiente. Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín.

Waltz, R. D. & S.K. Burian. (2008). Ephemeroptera. In: An introduction to the aquatic insects of North America. (4th ed.) Eds: Kenneth W. Cummins, Richard W. Merritt, and Martin B. Berg. pp.181–236. Dubuque, Iowa. Kendall/Hunt. 1158 pp.

Wittgreen, Z & S. Villanero. 1998. Inventario de Macroinvertebrados en el río La Villa, Península de Azuero. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Naturales, Exactas y Tecnología. Escuela de Biología. Universidad de Panamá. Págs. 122.

Recibido junio de 2015, aceptado marzo de 2017.



USO DE HÁBITAT Y PATRÓN DE ACTIVIDAD DEL MONO CARIBLANCO (*Cebus imitator*) EN UN AGROECOSISTEMA CAFETALERO EN LA PROVINCIA DE CHIRIQUÍ, PANAMÁ

Luz I. Loria^{1,2} & Pedro G. Méndez-Carvajal^{1,3}

¹Fundación Pro-Conservación de los Primates Panameños (FCPP). 0816-07855. Panamá, República de Panamá.

²Departamento de Suelos y Aguas, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad de Panamá, Sede Chiriquí, República de Panamá.

³Department of Anthropology, Durham University, Durham, UK, South Road, DH1 3EL.

e-mail: lloria@fcprimatespanama.org

RESUMEN

Las poblaciones de primates en tierras altas de la provincia de Chiriquí enfrentan amenazas por la eliminación y aislamiento de áreas silvestres. Con el fin de identificar atributos de conservación en agroecosistemas de tierras altas, este estudio describe el uso de hábitat de *C. imitator* y la estructura de un cafetal bajo sombra. Realizamos mediciones de presencia/ausencia de *C. imitator* en el área de estudio a través de observación directa y con cámaras trampa localizadas en el dosel. Utilizamos métodos forestales para medir la composición vegetal. Los resultados generados durante este estudio fue el producto de 39 meses de monitoreo, durante el cual se obtuvo información sobre 38 especies de árboles, tres de estas con importancia ecológica para el sitio. Sugerimos que la presencia de este primate está relacionada con la fructificación de *Inga oerstediana*, *Inga punctata* y *Sapium pachystachys*. Estos resultados pueden ser utilizados en un futuro para el manejo de agroecosistemas y la formulación de estrategias de conservación que permitan la coexistencia de *C. imitator* en zonas agrícolas contiguas a bosques.

PALABRAS CLAVES

Cebus imitator, uso de hábitat, patrón de actividad, agroecosistema cafetalero, conservación.

USE OF HABITAT AND ACTIVITY PATTERN OF WHITE-FACED MONKEY (*Cebus imitator*) IN AN COFFEE AGROECOSYSTEM IN CHIRIQUÍ, PANAMA

ABSTRACT

The primate populations in the highlands of the province of Chiriqui face threats derived from the elimination and isolation of wildlands. In order to identify conservation attributes in agroecosystems, this study describes the habitat use of *C. imitator* and the structure of a shaded coffee plantation in Boquete. We measured the presence/absence of *C. imitator* in the study area through direct observation and with camera traps located in the canopy. We used forestall methods to measure forest vegetation and composition. The data gathered during this study was the product of 39 months of monitoring activity, during which we obtained data derived from 38 tree species, three of them featuring ecological impact. We suggest that the presence of this primate specie is related to the fructification of *Inga oerstediana*, *Inga punctata* and *Sapium pachystachys*. These findings can be used in future conservation and agroecosystem management strategies to allow coexistence of *C. imitator* in agricultural areas that are close to forests.

KEYWORDS

Cebus imitator, habitat use, activity pattern, coffee agroecosystem, conservation.

INTRODUCCIÓN

La región de tierras altas de la provincia de Chiriqui es la zona cafetalera más importante de Panamá, y comparte rango altitudinal con los bosques premontanos y montanos de la Cordillera de Talamanca, región que enfrenta amenazas sobre la flora y fauna por la eliminación de hábitat y el aislamiento de áreas silvestres (Araúz, 2007). Esta región forma parte de la distribución de *Cebus imitator* (Williams-Guillén et al., 2015), una de las dos especies de mono cariblanco identificada en Panamá, a partir de los trabajos de Boubli et al. (2012). Evaluaciones recientes efectuadas por el Grupo de Especialistas de Primates del Neotrópico de la UICN, han clasificado la especie como Vulnerable (Williams-Guillén et al., 2015). A nivel nacional, *C. imitator* está declinando dada la pérdida de su hábitat natural, la cacería para tomarlos como mascotas, y en zonas agrícolas, su erradicación para evitar daños a los cultivos (Méndez-Carvajal et al., 2013). En este contexto, el estudio de la ecología de primates asociados a agroecosistemas es fundamental para planificar una producción agrícola basada en la mitigación del impacto antropogénico.

La selección de un agroecosistema de café se basó en la importancia cultural que presenta en tierras altas de Chiriquí, y en la promoción que realizan los caficultores para incluir árboles en los cafetales como medida de conservación de la naturaleza (SCAP, 2011). Los estudios realizados en mamíferos han comprobado que el tipo de manejo de los árboles en cafetales bajo sombra, ejerce un efecto para la presencia de mamíferos medianos (Gallina et al., 1996; 2008). En Nicaragua se ha demostrado que *Alouatta palliata* utiliza los cafetales bajo sombra como áreas núcleos de su ámbito hogareño (Williams-Guillén, 2006). Aunque no se han presentado problemas de daño al cultivo de café por la presencia de *C. imitator*, estudiar el uso de hábitat de este primate en agroecosistemas cafetaleros, podría servir de conocimiento base para adjudicar nuevos valores ecológicos a la agroforestería y formular alternativas de producción que permitan la coexistencia de primates en zonas agrícolas contiguas a bosques.

Este estudio busca identificar cuáles son los atributos con valor de conservación para primates no humanos, en particular *C. imitator*. Bajo este enfoque, se plantearon los siguientes objetivos: a) analizar la estructura y composición de la comunidad arbórea que da sombra a los cafetales, b) describir el uso de hábitat de *C. imitator* en cafetales bajo sombra, c) determinar el patrón de actividad de *C. imitator* en este agroecosistema, y d) identificar la presencia de otros mamíferos arborícolas en el sitio. Esta información servirá de base para posteriores trabajos de conservación con esta especie de primate en el campo agroforestal.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en la zona cafetalera de la Provincia de Chiriquí, en finca Doña Amelia (8°47'19" N y 82°24'47" O), ubicada en la comunidad de Jaramillo Arriba, Boquete (Fig. 1), a una altitud de 1458 m.s.n.m. Este sitio se encuentra en la zona de vida Bosque Muy Húmedo Pre-montano (Tosi, 1971; ANAM, 2010), presenta temperaturas que oscilan entre 14 a 22 °C anual (MIDA, 2011), y precipitaciones pluviales promedio que alcanzan los 3342 mm/año (ETESA, 2016). La finca Doña Amelia tiene una superficie plantada de café de 0.29 km², con dos áreas de café bajo sombra. Estas áreas

están separadas entre si por 500 metros, tienen una superficie total de 0.08 km² y están compuestas de árboles remanentes de bosque nativo, que rodea al cafetal en los límites de elevación superior. La superficie restante se compone de cafetales bajo sombra de árboles dispersos y monocultivos donde se maneja una sombra temporal.

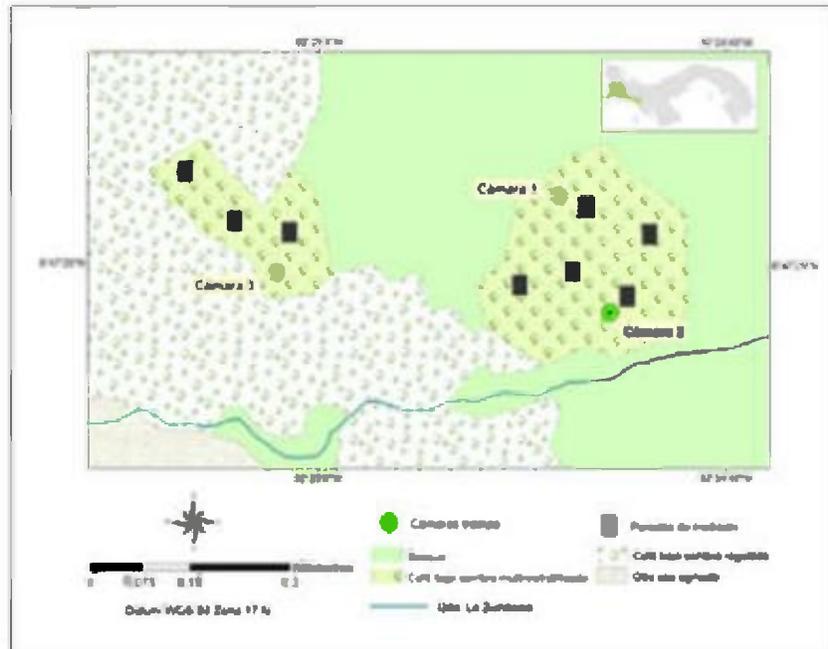


Fig. 1 Localización de las parcelas de inventario de árboles y cámaras trampa en zonas de café bajo sombra en finca Doña Amelia, Boquete, Panamá.

Se realizó un inventario de los árboles de sombra, por el cual se establecieron ocho parcelas de 1000 m² en áreas activas de cultivo de café, distribuidas completamente al azar y con una intensidad de muestreo del 10%. Dentro de cada parcela se estimó el porcentaje de cobertura de dosel, se identificaron y midieron (diámetro y altura) todos los árboles con un diámetro a la altura del pecho >10 cm (Louman et al., 2002). Se estimó la abundancia, dominancia,

frecuencia y el Índice de Valor de Importancia (IVI) por especie (Bascope & Jørgensen, 2005; Melo & Vargas, 2003). La abundancia se expresó en número de árboles por área de muestreo, la dominancia en términos del área basal y la frecuencia se refirió a la presencia o falta de una determinada especie en una parcela. Se calculó el Índice de Valor de Importancia a partir de la siguiente suma:

$$IVI = AR + DR + FR$$

Donde, AR: porcentaje de los individuos de cada especie en el total de los individuos del cafetal, DR: porcentaje del área basal de cada especie en el total del área basal, y FR: porcentaje de parcelas en las que aparece una especie (100% = existencia de la especie en todas las parcelas).

Durante 39 días, comprendidos entre julio a septiembre de 2013 y enero a diciembre de 2014, se realizaron búsquedas y observaciones de primates en cafetales bajo sombra. Se recorrieron los cafetales de 7:00 a 11:30 horas y 13:00 a 15:00 horas, con un esfuerzo de muestreo de 228 horas. Se aplicaron dos métodos para estas observaciones: (i) presencia/ausencia: consiste en la identificación y/o búsqueda no sistemática de cualquier signo de presencia de la especie objetivo (observación, olor, vocalizaciones y rastros) (Rabinowitz, 2003; Ross & Reeve, 2011); (ii) observación de comportamiento *Ad-libitum* (Altmann, 1974): consiste en la anotación no sistemática de cualquier actividad que la especie objetivo realizara en el cafetal durante los recorridos. Cuando los primates eran detectados, se anotó: fecha, hora, ubicación con GPS, número de individuos en el grupo, actividad realizada, especie arbórea utilizada y en caso de alimentación, la parte vegetal consumida. Durante estas observaciones se registró la presencia de otras especies de mastofauna asociadas al cafetal.

Por un periodo de 39 meses, de julio de 2013 a septiembre de 2016, se aplicó un muestreo con cámaras trampas mediante el Sistema de Cámaras Orión (SCO: Méndez-Carvajal, 2014) para registrar el patrón de actividad de *C. imitator*. Se seleccionaron tres árboles al azar dentro del cafetal (Fig. 1), y mediante el SCO se colocaron las cámaras a

alturas entre los ocho y 10 metros. En cada árbol, se colocó una cámara Bushnell® Trophy Cam™, Modelo 119436 digital, atada a un tubo de PVC de una pulgada de diámetro y dos metros de longitud (Fig. 2). Este tubo se conectó a otros, según la altura de la rama seleccionada para enfocar la cámara, los cuales fueron suspendidos con el uso de una cuerda de 11 mm de diámetro y 30 metros de longitud.



Fig. 2 Para aplicar el SCO A) se dirige una cuerda hacia una rama, utilizando un arco, B) se ata la cámara a un tubo de PVC y C) se unen tantos tubos sean necesarios para alcanzar la altura deseada.

La cuerda se ató por uno de sus extremos al árbol más próximo, y el otro extremo sostuvo los tubos. Las cámaras utilizadas presentaron un sensor pasivo infrarrojo de movimiento y fueron programadas para fotografiar tres imágenes por intervalos de cinco segundos, con tiempo de activación automática las 24 horas. Las cámaras trampa en dosel acumularon un esfuerzo de muestreo de 24 740 horas para C1 (1067 días trampa), 20 8346 horas para C2 (1184 días trampa), y 22 156 horas para C3 (982 días trampa). Con el fin de determinar la independencia de los eventos, las fotografías que se diferenciaron entre sí por un intervalo de una hora, fueron consideradas como registros independientes (Gómez et al., 2005).

RESULTADOS

La comunidad de árboles del cafetal Doña Amelia presentó una cobertura de dosel de 75-90%, y tres estratos: bajo (4-8 m), medio (8-16 m) y alto (16-32 m). Se midió un total de 209 árboles de sombra en 8000 m², y se calculó un área basal total de 18.48 m² en 0.1 km². Se identificó una composición de al menos 38 especies de árboles, y según el IVI, las especies con mayor peso ecológico fueron *Inga oerstediana*, *Myrsine coriacea* y *Rhammus sharpii*. En el cafetal Doña Amelia se encuentran tres especies de consumo para *C. imitator*, dentro del grupo de las 10 especies con los mayores valores IVI: *Inga oerstediana*, *Inga punctata* y *Conostegia xalapensis* (Cuadro 1). Los árboles del género *Inga* que se encuentran en Doña Amelia representan el 30% del número total de individuos de árboles en el cafetal y en el sitio se encuentran tres especies.

A través de la observación directa dentro del cafetal, se detectó un grupo de *C. imitator* compuesto por 11 individuos. Los encuentros visuales tuvieron lugar en sitios próximos a las parcelas que presentaron mayores densidades de árboles del género *Inga*, y las actividades observadas tuvieron lugar a nivel del estrato medio del dosel; no se registró uso del sotobosque. Los primates fueron vistos alimentándose de árboles de *Inga oerstediana* e *Inga punctata*, los

cuales proporcionaron frutos durante los meses de marzo a septiembre. Durante los recorridos, se encontraron rastros de frutos de *I. punctata* e *I. oestadiana* abiertos y desprovistos del arilo blanco que recubre las semillas. Según los datos obtenidos con las cámaras trampa se asociaron los eventos con tres especies arbóreas: *Sapium pachystachys*, *I. punctata* y *Schefflera* sp. (Fig. 3).

No.	Familia	Especie	Abundancia		Diversidad		FR (%)	IVI
			Nº árboles	AR (%)	n° árboles muestreados	DR (%)		
1	Fabaceae	<i>Inga oestadiana</i> *	64	24.45	5.47	29.62	8.14	62.21
2	Myrsinaceae	<i>Myrsine coriacea</i>	25	9.59	1.22	6.62	5.81	22.02
3	Rhamnaceae	<i>Rhamnus sharpii</i>	21	8.15	0.87	4.73	4.65	17.53
4	Adruaceae	<i>Sambucus peruviana</i>	15	5.75	0.75	4.06	6.98	16.79
5	Fabaceae	<i>Inga punctata</i> *	14	5.27	0.7	3.79	3.49	12.55
6	Mulvaceae	<i>Hibiscus americanus</i>	6	2.4	0.96	5.2	4.65	12.25
7	Anacardiaceae	<i>Schefflera</i> sp.	11	4.31	1.02	5.52	2.33	12.16
8	Rubiaceae	<i>Ladenbergia</i> cf. <i>macrocarpa</i>	10	3.84	0.61	3.31	3.49	10.64
9	Euphorbiaceae	<i>Croton draco</i>	7	2.68	0.9	4.88	2.33	9.89
10	Melastomataceae	<i>Conostegia xalapensis</i> *	9	3.36	0.19	1.02	4.65	9.03
Subtotal			182	69.8	12.7	68.75	46.52	185.07
Demás especies			79	30.2	5.78	31.25	53.48	114.93
Total			261	100	18.48	100	100	300

* Especies de consumo para *C. mitatus* (Frigaszy et al., 2014).

Cuadro 1 Lista de las 10 especies con mayor peso ecológico en el cafetal Doña Amelia.



Fig. 3 Registros de cámaras trampa de *Cebus imitator* en árboles de: A) *Sapium pachystachys*, B) *Inga punctata*, C) y D) *Schefflera sp.*, Finca Doña Amelia, Boquete, Panamá.

Los encuentros visuales, rastros encontrados y resultados obtenidos con cámaras trampa (Fig. 4a), indican una mayor frecuencia de visitas de *C. imitator* al cafetal durante la estación lluviosa, principalmente entre los meses de mayo a agosto. Los meses que no registraron fotografías fueron diciembre, febrero y abril. Basado en el muestreo con cámaras trampa, el 61% de los eventos independientes se registraron en horario matutino (Fig. 4b). Particularmente, en la época lluviosa se registró un pico de actividad entre las 07:19 y 08:59 horas (DE 07:59±0:35; n=11).

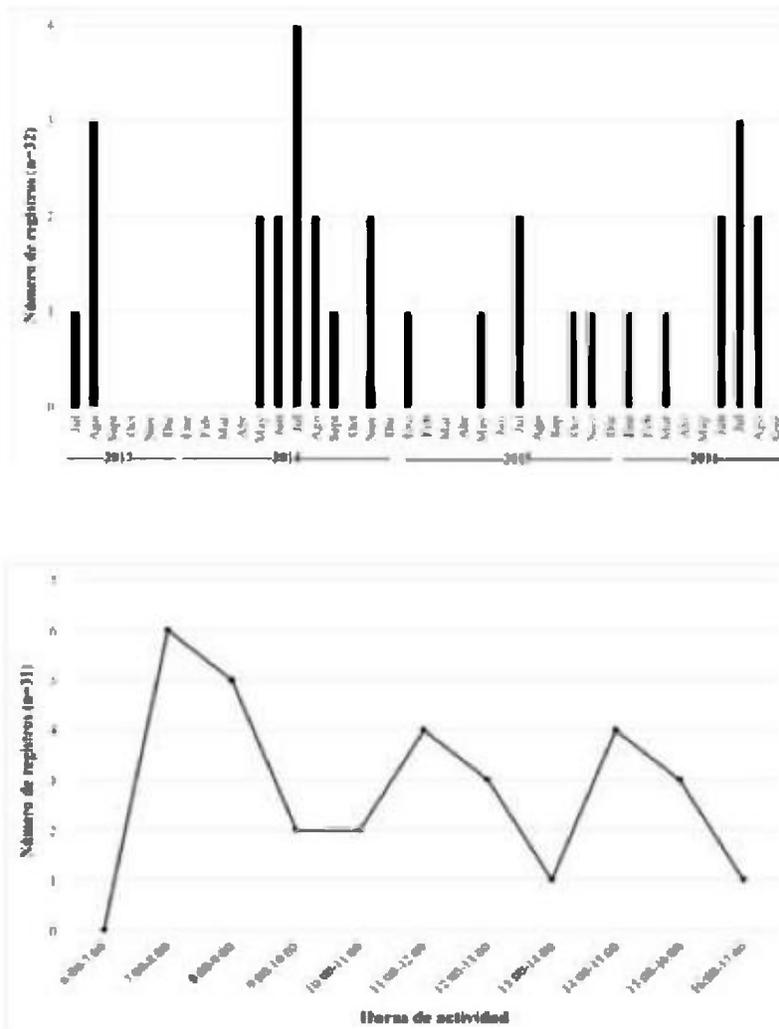


Fig. 4 A) Frecuencia de visitas y B) Patrón de actividad de *C. imitator* en el cafetal Doña Amelia, según el monitoreo con cámaras trampa durante 39 meses de monitoreo.

Durante este estudio se identificaron otras siete especies de mastofauna que utilizan los árboles que dan sombra a los cafetales (Cuadro 2), así como especies de aves con alto valor de importancia: el tucancillo esmeralda *Aulacorhynchus prasinus*, búho de anteojos *Pulsatrix perspicillata*, y pava crestada *Penelope purpurascens*, esta última también forma parte de la dieta de *C. imitator* (Méndez-Carvajal, obs. pers.).

Nombre común	Orden, Familia, Especie	Método de detección
Zorra	Didelphimorphia Didelphidae <i>Didelphis marsupialis</i>	SCO
Perezoso	Pilosa Megalonychidae <i>Choloepus hoffmanni</i>	Ad-libitum
Cusumbí	Carnivora Procyonidae <i>Potos flavus</i>	SCO
Zuto	<i>Nasua narica</i>	Ad-libitum y SCO
Cūiso	<i>Bassariscus sumichrasti</i>	SCO
Puercoespín	Rodentia Erethizontidae <i>Sphiggurus mexicanus</i>	Ad-libitum y SCO
Ardilla roja	Sciuridae <i>Sciurus granatensis</i>	SCO

Cuadro 2 Lista de especies de mastofauna registradas durante las observaciones directas y a través de cámaras trampas.

DISCUSIÓN

Al tomar como referencia información de bosques premontanos en el Valle Central, Costa Rica, la estructura de la vegetación arbórea del cafetal Doña Amelia es de un 60-50% menos del valor que se alcanza en estos ecosistemas, en términos de densidad de árboles y diversidad de especies (Cascante-Marin & Estrada-Chavarria, 2012; Rodríguez & Brenes, 2009). Sin embargo, la estructura y composición observada es más compleja en comparación con las plantaciones tradicionales que se observan a lo largo del paisaje cafetalero en Chiriquí. Tradicionalmente, los cafetales en tierras altas, como en Renacimiento, manejan una sombra regulada, caracterizada por una baja densidad de árboles de sombra en la superficie cultivada (35 árboles en 0.1 km²), una baja diversidad de especies arbóreas (13 especies) y poca conectividad a nivel de dosel (Loria, 2015). Al comparar la densidad, área basal y diversidad de Doña Amelia con la clasificación de fincas cafetaleras de México, la misma se puede ubicar dentro del tipo policultivo diverso, que se caracteriza por presentar una estructura semejante a un bosque joven (Hernández-Martínez, 2008; Williams-Linera & López-Gómez, 2008).

La composición de especies de árboles de sombra en el cafetal Doña Amelia presenta una disponibilidad de recursos alimenticios para *C. imitator*. Nuestros resultados sugieren que existe una relación entre la frecuencia de visitas al cafetal y el periodo de fructificación de *Inga punctata*, *Inga oerstediana* y *Sapium pachystachys*, lo cual sucede entre los meses de marzo a septiembre (Cordero et al., 2003). Las cámaras con mayores tasas de capturas de monos cariblancos se ubicaron en árboles de *I. punctata* y *Schefflera sp.* (Fig. 3). Este último género en particular no se encontró dentro de las listas publicadas de especies de consumo para los monos cariblancos (Chapman & Fedigan, 1990; Oppenheimer, 1992; Fragaszy et al., 2004), sin embargo, la vegetación circundante estaba compuesta por árboles de *I. oerstediana*. La cámara ubicada en un árbol de *Sapium pachystachys* registró fotografías durante julio y agosto, y aunque esta especie tampoco se encuentra registrada como de consumo para *C. imitator*, se ha observado a estos monos consumir el fruto de esta especie en otro sitio de bosque premontano en la provincia de Chiriquí, durante los

meses de agosto y septiembre (Loria, obs. pers.). El patrón de actividad circadiana sugiere una mayor actividad de *C. imitator* entre 7:00 a 9:00 horas, que corresponden al horario de mayor actividad para la búsqueda de alimentos, encontrado en Costa Rica para la misma especie (Williams & Vaughan, 2001).

Los resultados de este estudio sugieren la importancia de establecer coberturas de sombra densas en los cafetales que faciliten la movilización de monos cariblanco en zonas agrícolas. Estudios realizados en cafetales bajo sombra en Nicaragua, encontraron de igual forma que una mayor conectividad de dosel y una mayor riqueza de especies son factores que influyen significativamente en el uso de estos sitios por monos aulladores, principalmente para alimentación (McCann et al., 2003; Williams-Guillén et al., 2006). Por otro lado, estos agroecosistemas funcionan como trampolines para la movilización de primates en paisajes fragmentados. Por ejemplo, en Costa Rica se ha observado a *C. imitator* moverse entre los parches de bosques mediante el uso de agroecosistemas arbolados como el café y cacao bajo sombra (Estrada et al., 2006; 2012). Esto sustenta los planteamientos de que a pesar de que los agroecosistemas no pueden establecerse por sí mismos como áreas de conservación, estos pueden integrarse como zonas de amortiguamiento de áreas silvestres y contribuir al movimiento de especies a lo largo del paisaje agrícola, si se constituyen como corredores biológicos (Bhagwat et al., 2008).

CONCLUSIONES

El cafetal bajo sombra de Doña Amelia presentó una estructura y una diversidad de vegetación arbórea similares a los bosques, lo que ofrece recursos alimenticios a *C. imitator*. Este primate utiliza el cafetal para alimentación y su patrón de actividad indica una mayor actividad en horario matutino. Se logró identificar otras especies de mamíferos arborícolas que utilizan el cafetal, algunas de ellas con distribución restringida para la provincia de Chiriquí. Basado en estos atributos, se sugiere que el tipo de cafetal establecido en Doña Amelia es adecuado para manejar zonas agrícolas menos hostiles para *C. imitator*. Esta información ayudará a formular estrategias de mejoramiento de sombra en cafetales contiguos a áreas silvestres y proporcionar un mejor hábitat para los primates.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a Interpana Creativos, S. A. y a Finca Lérída, en especial a María Amoroso, Benancio Velásquez y Nuris Rivera, por permitirnos incluir a la finca Doña Amelia como sitio de estudio. A Idea Wild por el apoyo en la adquisición de las cámaras trampa que han podido sustentar nuestras observaciones. A IFARHU y SENACYT por la beca de estudios de Maestría, de la cual se deriva este estudio. Se agradece el apoyo de los voluntarios Gregorio Manzané, Jonathan González, José Manuel González, Sergio Loria, Franklin De León, Overt Aparicio, Yirch Concepción, Ameth Vargas y Ladys Méndez por su valiosa colaboración en la instalación y revisión de cámaras trampa, y recolección de datos en general. A todos los pobladores y trabajadores cafetaleros de los cuales recibimos hospitalidad. Agradecemos a Elena Burgos y Miles Woodruff por su ayuda en la revisión del resumen en inglés. Este proyecto es amparado por el permiso de investigación No. SE/A-70-14 emitido por el Ministerio de Ambiente de Panamá.

REFERENCIAS

Altmann, J. (1974). Observational study of behavior: sampling methods. *Behaviour*, 49(3), pp.227-267.

ANAM (Autoridad Nacional del Ambiente). (2010). *Atlas Ambiental de la República de Panamá*. Panamá: Editora Novo Art S. A. pp. 54-55.

Araúz, J. (2007). La Reserva Forestal Fortuna y la Conservación de la biodiversidad. *Tecnociencia*, 9(2), pp.137-146.

Bascopé, S. & Jorgensen, P. (2005). Caracterización de un bosque montano húmedo: Yungas, La Paz. *Ecología en Bolivia*, 40(3), pp. 365-379.

Bhagwat, S., Willis, K., Birks, H., & Whittaker, R. (2008). Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? *Trends in Ecology and Evolution*, 23 (5), pp. 261-267.

Boubli, J., Rylands, A., Farias, I., Alfaro, M. & Lynch Alfaro, J. (2012). *Cebus* phylogenetic relationships: a preliminary reassessment of the diversity of the untufted capuchin monkeys. *American Journal of Primatology*, 74, pp. 381-393.

Cascante-Marin, A. & Estrada-Chavarria, A. (2012). Diversidad y composición del fragmento más importante de bosque premontano del Valle Central de Costa Rica. *Brenesia*, 77, pp. 57-70.

Chapman, C. & Fedigan, L. (1990). Dietary differences between neighboring *Cebus capucinus* groups: local traditions, food availability or responses to food profitability. *Folia Primatologica*, 54, pp. 177-186.

Cordero, J., Mesén, F., Montero, M., Stewart, J., Boshier, D., Chamberlain, J., Pennington, T., Hands, M., Hughes, C. & Detlefsen, G. (2003). Descripciones de especies de árboles nativos de América Central. En: J. Cordero & D. Boshier, eds., *Árboles de Centroamérica: un Manual para Extensionistas*. Oxford: Oxford Forestry Institute, pp. 609-612.

Estrada A., Sáenz J., Harvey C. A., Naranjo E., Muñoz D. & Rosales-Meda M. (2006). Primates in agroecosystem: conservation value of agricultural practices in Mesoamerican landscapes. En: A Estrada, P Garber, M Pavelka, L. Luecke, eds., *New perspectives in the study of Mesoamerican primates: distribution, ecology, behavior and conservatton*. New York: Springer Press, pp. 437-470.

Estrada A., Raboy, B. & Oliveira, L. (2012). Agroecosystems and primate conservation in the tropics: a review. *American Journal of Primatology*, 74, pp. 696-711.

ETESA: Empresa de Transmisión Eléctrica S. A. (2016). Datos Climáticos Históricos. [En línea]. Disponible en: http://www.hidromet.com.pa/clima_historicos.php. [Consultada 23 nov. 2016].

Fragaszy, D., Visalberghi, E. & Fedigan, L. (2004). *The complete capuchin: the biology of the genus Cebus*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 261-285

Gallina, S., Mandujano, S. & González-Romero, A. (1996). Conservation of mammalian biodiversity in coffee plantations of Central Veracruz, Mexico. *Agroforestry Systems*, 33, pp.13-27.

Gallina, S., González-Romero, A. y Manson, R. (2008). Mamíferos pequeños y medianos. En: R. Manson, V. Hernández-Ortiz, S. Gallina, K. Mehlreter, eds., *Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: biodiversidad, manejo y conservación*. México: INECOL, pp. 161-180.

Gómez, H., Wallace, R., Ayala, G. & Tejada, R. (2005). Dry season activity periods of some Amazonian mammals. *Studies on Neotropical Fauna and Environmental*, 40, pp. 91-95.

Hernández-Martínez, G. (2008). Clasificación agrológica. En: R. Manson, V. Hernández-Ortiz, S. Gallina, K. Mehlreter, eds., *Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: biodiversidad, manejo y conservación*. México: INECOL, pp. 1-14.

Loria, L. (2015). *Antecedentes de uso de hábitat del mono cariblanco (Cebus imitator) en plantaciones de café bajo sombra en la Provincia de Chiriquí, Panamá*. Tesis Magister. Chile, Universidad de Chile.

Louman, B., Mejía, A y Núñez, L. (2002). Inventarios especiales: Inventarios en bosques secundarios. En: L. Orozco y C. Brumér, eds., *Inventarios forestales para bosques latifoliados en América Central*. Turrialba: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, pp. 171-216.

McCann, C., Williams-Guillén, K., Koontz, F., Roque Espinoza, A., Martínez, C. y Koontz, C. (2003). Shade coffee plantations as wildlife refuge for mantled howler monkeys (*Alouatta palliata*) in Nicaragua. En: L. Marsh, ed., *Primates in fragments*. New York: Kluwer Press, pp. 231-342.

Melo, O. y Vargas, R. (2003). *Evaluación ecológica y silvicultural de ecosistemas boscosos*. Ibagué: Universidad de Tolima, pp. 36-72.

Méndez-Carvajal, P., Ruiz-Bernard, I., González, Y., Sánchez, K., Franco, V., Silva, S. & De León, G. (2013). Strategies for the Conservation of Two Critically Endangered, Endemic Primates in Panama. *Primate Conservation*, 27, pp.13-21.

Méndez-Carvajal, P. (2014). The Orion Camera System, a new method for deploying camera traps in tree canopy to study arboreal primates and other mammals: a case study in Panama. *Mesoamericana*, 18(1), pp. 9-23.

MIDA: Ministerio de Desarrollo Agropecuario. (2011). *Caracterización del sistema productivo de café en tierras altas de la Provincia de Chiriquí*. Panamá: Ministerio de Desarrollo Agropecuario.

Oppenheimer, J. (1992). *Cebus capucinus: Ámbito Doméstico, Dinámica de Población y Relaciones Interespecíficas*. En: E. Leigh, A. Rand, D. Windsor, eds., *Ecología de un bosque tropical: ciclos estacionales y cambios a largo plazo*. Balboa: Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, pp. 337-356.

Rabinowitz, A. (2003). *Manual de capacitación para la investigación de campo y la conservación de la vida silvestre*. New York: Wildlife Conservation Society.

Rodríguez, C. & Brenes, L. (2009). Estructura y composición de dos remanentes de bosque premontano muy húmedo en la Reserva Madre Verde, Palmares, Costa Rica. *Revista Pensamiento Actual*, 9(12-13), pp. 115-124.

Ross, C. y Reeve, N. (2011). Survey and Census methods: population distribution and density [En línea]. En: J. Setchell y D. Curtis, eds., *Field and laboratory methods in primatology*. Disponible en: <https://books.google.com.pa>. [Consultado 2 jul 2015].

SCAP: Specialty Coffee Association of Panama. (2011). Acerca de SCAP. [En línea]. Disponible en: <http://espanol.scap-panama.com/acerca>. [Consultado 15 feb 2016].

Tosi, J. (1971). *Inventariación y demostraciones forestales, Panamá: Zonas de vida*. Roma: FAO.

Williams, H.E. & C. Vaughan. (2001). White-faced monkey (*Cebus capucinus*) ecology and management in neotropical agricultural landscapes during dry season. *Revista de Biología Tropical*, 49(3-4), pp. 1199-1206.

Williams-Guillén, K., McCann C., Martínez, J. C. & Koontz, F. (2006). Resource availability and habitat use by mantled howling monkeys in a Nicaraguan coffee plantations: can agroforests serve as core habitat for a forest mammal? *Animal Conservation*, 9, pp. 331-338.

Williams-Guillén, K., Rosales-Meda, M., Méndez-Carvajal, P., Solano, D., Urbani, B., & Lynch, J. (2015). *Cebus imitator*. *The IUCN Red List of Threatened Species*: e.T43934A10841636.<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T43934A10841636.en>

Williams-Linera, G. y López-Gómez, A. (2008). Estructura y diversidad de la vegetación leñosa. En: R. Manson, V. Hernández-Ortiz, S. Gallina, K. Mehlreter, eds., *Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: biodiversidad, manejo y conservación*. México: INECOL, pp. 55-63.

Recibido marzo de 2016, aceptado marzo de 2017.



NUEVO REPORTE DE AMPLIACIÓN DE ÁMBITO DE DISTRIBUCIÓN DE *CORBICULA FLUMINEA* (MOLLUSCA: BIVALVIA: CORBICULIDAE) EN PANAMÁ

Janzel R. Villalaz¹, Carol Velásquez¹, Abilio Batista¹ y Juan A. Gómez H.¹

¹Departamento de Biología Marina y Limnología, Universidad de Panamá, Panamá, República de Panamá.

E-mail: janzevillalaz@yahoo.com

RESUMEN

La presencia de la almeja asiática *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) es reportada en el río Santa María, al norte de Santiago de Veraguas, República de Panamá. Probablemente, este bivalvo fue introducida en Panamá, ya sea por agua de lastre de los buques o por su larva parásita adherida a carpas y tilapias, en 1990. En el río Santa María, las densidades son de 10 individuos·m², el largo de los animales fue 27.6 mm, y fueron encontrados en un sustrato de arena lodo. En Estados Unidos este molusco está relacionado con la destrucción de fuentes de agua, lagos y ríos, debido a su crecimiento exponencial de la población.

PALABRAS CLAVES

Corbicula fluminea, bivalvo, organismo exótico, gloquidia, Panamá.

NEW REPORT OF DISTRIBUTION OF *CORBICULA FLUMINEA* (MOLLUSCA: BIVALVIA: CORBICULIDAE) IN PANAMA

ABSTRACT

The presence of the Asiatic clam, *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) is reported in Santa María river, north of Santiago in Veraguas, Republic of Panamá. Probably, this bivalve was introduced in Panamá, either from ballast waters from vessels or a

parasitic larva attached to carps and tilapias, in 1990. Densities of *C. fluminea* were 10 ind/m², length of animals was 27.6 mm., and they were found in a mud-sandy substrate in Santa Maria river. In U.S.A., this mollusk has been related to destruction of watersheds, lakes and rivers by an extraordinary population growth on the bottoms of these systems

KEYWORDS

Corbicula fluminea, bivalve, exotic organism, glochidia, Panama.

INTRODUCCIÓN

Corbicula fluminea es un bivalvo, proveniente del continente asiático y se estableció en América alrededor de 1938 (Fig. 1). La introducción de la almeja asiática *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) en Estados Unidos está bien documentada (Counts, 1986, 1991). Los estados norteros de México, esto es Baja California, Nuevo León, Sinaloa, Sonora, y Tamaulipas tienen reportes de la almeja asiática (Fox, 1970; Bequaert & Miller, 1973; Hillis & Mayden, 1986; Counts, 1991). Desde la década de los setenta apareció en Brasil y Argentina (Ituarte, 1994; McMahon, 1991). En 1980 se reporta en Venezuela (McMahon, 1991) y a comienzos de este siglo se reporta en Colombia (De La Hoz, 2008).



Fig. 1 Fotografía de *Corbicula fluminea* colectada en Panamá.

El primer reporte en Panamá (Counts *et al.* 2003) fue el 24 de mayo del 2001 en Río Cascajal, un tributario del Río Coclé del Norte, a 15 km del Mar Caribe, en la cual drena el río, y 50 km al oeste del Canal de Panamá. Las coordenadas del sitio de colecta son: 8°49'13"N, 80°31'58"W. Este es el primer reporte conocido de *C. fluminea* en Centro-América y el espécimen ha sido colocado en el Department of Malacology, Academy of Natural Sciences of Philadelphia (ANSP 410700). Por el tamaño de las valvas, creemos que fue introducida en el Canal de Panamá a comienzos de la década del 90, y posteriormente llevada a Coclé del Norte en proyectos de cultivos de tilapias y carpas.

La ampliación del ámbito de distribución de *C. fluminea* se presenta en Punta Buena Vista, cercano a la Isla de Barro Colorado en el Lago Gatún (Villalaz *et al.* 2005). Las almejas asiáticas fueron capturadas con una draga Petersen, desde un bote, a una profundidad aproximada de 10 metros, el 30 de abril de 1998. Los especímenes fueron preservados y transportados al laboratorio marino del Departamento de Biología Marina de la Universidad de Panamá en la Isla de Naos.

El tercer reporte de *Corbicula fluminea*, que se hace en esta publicación, es en el río Santa María, 10 kilómetros al norte de la ciudad de Santiago, en la provincia de Veraguas (Fig. 2). Esta colecta se hace el día 21 de agosto del 2015, hacia el oeste del primer reporte de bivalvos, casi a 200 km de su punto inicial, y en dirección a la frontera de Costa Rica. Estos animales fueron colectados en las orillas del río, a una profundidad de 0.50 m. Los bivalvos capturados, que fueron 25 animales, presentaron un largo promedio de 27.61 mm, una altura de 22.71, un ancho de 13.86 y un peso promedio de 5.18 g. La almeja ha alcanzado este lugar, posiblemente por su larva parásita, así como a la falta de predadores y su alta fecundidad.

El caso más antiguo conocido de efectos negativo de la almeja asiática *Corbicula fluminea* es del proyecto del Valle Central de California, Estados Unidos de Norte-América que se extiende a través de 188 kilómetros. En el estudio presentado por Prokovich y Herbert (1965), las almejas contribuyeron a la deposición de 17,330 metros cúbicos en 48 kilómetros del canal. Este mismo estudio señala que uno de los



Fig. 2 Localidad donde fue capturada *Corbicula fluminea*.

problemas fue la deposición de conchas, y también la formación de barras de sedimento debido a la precipitación de las partículas por el mucus de los bivalvos.

Otro reporte de la almeja asiática, presentado por Sinclair e Isom (1961), señala que varias plantas eléctricas en el río Tennessee (Estados Unidos) sufrieron el bloqueo de las tuberías de enfriamiento. La única medida utilizada para controlar este organismo es agua clorinada. En Panamá, este organismo tiene 25 años de haber sido

introducido, y sus efectos negativos no han sido determinados. Sin embargo, en Pedro Miguel (Canal de Panamá) se ha observado gran cantidad de un predador (*Melanoides tuberculatus*) en los bancos de *C. fluminea*, lo cual se sospecha está causando que la almeja ha encontrado un organismo que lo está consumiendo.

REFERENCIAS

Bequaert, J. C. y W. B. Miller. 1973. *The Mollusks of the Arid Southwest with an Arizona Checklist*. University of Arizona Press (Tucson). xvi + 271 pp.

Counts, C. L., III. 1986. The zoogeography and history of the invasion of the United States by *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae). IN: Proceedings of the Second International *Corbicula* Symposium, J. C. Britton, Ed. *American Malacological Bulletin*, Special Edition No. 2. pp. 7-39.

Counts, C. L., III. 1991. *Corbicula* (Bivalvia: Corbiculidae). Compendium of zoogeographic records of North America and Hawaii. *Tryonia, Miscellaneous Publications of the department of Malacology, The Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, No. 21 (Part 2):69-134.

Counts, C. L., III, Villalaz J. and J. A. Gómez H. 2003. Ocurrance of *Corbicula fluminea* in Panamá. *Journal of Freshwater Ecology*. 18(3) 497-498.

De La Hoz, M. 2008. Primer registro en Colombia de *Corbicula fluminea* (Mollusca: Bivalvia: Corbiculidae), una especie invasora. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras INVEMAR*, 37(1), 197-202.

Fox, R. O. 1970. *Corbicula* in Baja California. *The Nautilus* 83(4):145.

Hillis, D. M. and R. M. Mayden. 1985. Spread of the Asiatic clam *Corbicula* (Bivalvia: Corbiculacea) into the New World tropics. *The Southwestern Naturalist* 30(3):454-456.

Ituarte, C.F. 1994. *Corbicula* and *Neocorbicula* (Bivalvia: Corbiculidae) in the Paraná, Uruguay, and River de La Plata basins. *The Nautilus*, 107 (4): 129-135.

McMahon, R. 1991. Mollusca: Bivalvia. 315-319. En: Thorp, J.H. y A.P. Covich. (Eds). *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*. Academic Press, New York. 911 pp.

Prokovich, N. y D. Herbert. 1965. Sedimentation in the Delta-Mendota Canal. *Journal of the American Water Works Association*. 57-375-382.

Sinclair, R.M. y B.G. Isom. 1961. A preliminary report of the introduced asiatic clam *Corbicula* in Tennessee. Tennessee Stream Pollution Control Board. Tennessee Department of Public Health. 31 pp.

Villalaz, J., Gómez J.H. y C. Counts. 2005. Ampliación de ámbito de distribución de *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae) en Panamá. *Brenesia*, 63-64, 143-144.

Recibido junio de 2016, aceptado marzo de 2017.



ESTRUCTURA COMUNITARIA Y GRUPOS FUNCIONALES ALIMENTARIOS DE LA ENTOMOFAUNA ACUÁTICA DEL RÍO TRÍBIQUE, DISTRITO DE SONÁ, PROVINCIA DE VERAGUAS, PANAMÁ

¹Viterbo E. Rodríguez, ¹Elda González y ¹Judith Rudas

¹Universidad de Panamá, Centro Regional Universitario de Veraguas, Laboratorio de Investigaciones Biológicas y ambientales
E-mail: ¹viterbor@gmail.com

RESUMEN

Con la finalidad de determinar la estructura trófica a nivel de grupos funcionales alimentarios de la entomofauna acuática asociada al río Tribique. Se ubicaron tres estaciones de muestreo, abarcando distintos tramos del río. En cada estación la unidad de esfuerzo de recolecta fue de una hora y las giras de campo se realizaron dos veces al mes durante el periodo de febrero a abril del 2014. Para la recolecta de los especímenes se utilizó una red tipo D-Net para barridos de fondo y en la vegetación marginal sumergida; también pinzas entomológicas para los insectos asociados a rocas y a hojarasca. Se recolectaron un total de 1.285 insectos acuáticos, distribuidos en 8 órdenes, 41 familias y 67 géneros. A escala de río, el grupo funcional alimenticio dominante, en cuanto al número de géneros y de individuos, corresponde a los depredadores, con un total de 27 géneros y 302 (23.5%) individuos ($H'=2.67$). La mayor cantidad de biomasa (peso seco), a escala de río, de los grupos funcionales alimentarios fue aportado por los depredadores con 1.8497 g. lo que representa 60 % del total.

PALABRAS CLAVES

Estructura trófica, insectos acuáticos, colectores, recolectores, raspadores, depredadores, trituradores y Panamá.

COMMUNITY STRUCTURE AND FUNCTIONAL FEEDING GROUPS OF AQUATIC INSECT IN THE RIVER TRÍBIQUE, SONA DISTRICT, VERAGUAS PROVINCE, PANAMA

ABSTRACT

With the aim to determine the trophic structure of functional feeding groups of aquatic insect communities in the river Tribique, a total of three sampling stations were established along the river. At each sampling station, the sampling effort unit took an hour. The sampling processes were carried out from February to April, 2014. A "D" net (500 μ m) was used to scan all habitats within the sampling stations. Also, some entomological tweezers for bugs that were on rocks and litter were likewise used. In total, 1,285 aquatic insects were collected; these were distributed in 8 orders, 41 families and 67 genera. In terms of abundance and wealth, predators dominated the river with 27 genera and 302 (23.5%) individuals ($H'=2.67$). The largest biomass (dry weight), on a river scale, of the functional feeding groups was provided by predators with 1.8497 g, which represents 60% of the total.

KEYWORDS

Trophic structure, aquatic insect, collectors, gatherers, scrapers, predators, shredders, y Panamá.

INTRODUCCIÓN

El estudio ecológico de los ríos busca entender los mecanismos y procesos responsables de las diferencias y similitudes entre las comunidades acuáticas y su relación con las características físicoquímicas del agua donde se desarrollan dichas comunidades (Machado & Roldán, 1981). Entre las comunidades que habitan los ecosistemas lóticos, se encuentran los macroinvertebrados, mayoritariamente insectos, que dan cuenta de gran parte de su diversidad biológica y con frecuencia, son el principal componente animal de los ecosistemas lóticos (Hanson *et al.*, 2010). La comunidad de insectos acuáticos juega un papel importante en todos los procesos ecológicos, como por ejemplo: son un enlace importante en la transferencia de energía a diversos niveles tróficos, aceleran los procesos de descomposición de detritos y contribuyen al reciclaje de nutrientes (Bello & Cabrera, 2001; Hanson *et al.*, 2010), y a la vez, los cambios ambientales y la calidad biológica del agua tienen

gran influencia en la distribución, abundancia y riqueza de estas comunidades en los cuerpos de agua (Hawkins *et al.*, 1982; Cummins *et al.*, 2008).

En Panamá, los estudios específicamente sobre la entomofauna acuática, inicialmente versaron sobre la determinación de grupos taxonómicos existentes (Rodríguez & Bonilla, 1999; Rodríguez *et al.*, 2000; Rodríguez & Sánchez, 2001; Rodríguez & León, 2003; Rodríguez & Mendoza, 2003; Lombardo & Rodríguez, 2007); y posteriormente se enfocaron en el uso de la entomofauna como una herramienta para el diagnóstico de la calidad biológica del agua (Lombardo & Rodríguez, 2008; Pino & Bernal, 2009; Rodríguez *et al.*, 2009; Águila & García, 2011); dejando de lado el conocimiento del papel trófico de esta comunidad en los ecosistemas fluviales neotropicales (Greathouse & Pringle, 2006).

En los ecosistemas tropicales, existen pocos estudios sobre la estructura trófica y por lo general, estos estudios determinan los grupos funcionales alimentarios (GFAs) de los taxa, basándose en clasificaciones desarrolladas para zonas templadas, como la de Cummins *et al.*, (2008). Se ha comprobado que esta aproximación puede ser inexacta, puesto que los taxa clasificados en un grupo funcional trófico determinado en ecosistemas templados, no necesariamente presentan los mismos hábitos dietarios en el trópico (Gil *et al.*, 2006; Reynaga, 2009; Chará-Serna *et al.*, 2010; Rodríguez *et al.*, 2014).

De las consideraciones anteriores, se deriva la necesidad de generar información que integre elementos de la estructura trófica de las comunidades de insectos acuáticos, para poder así, entender mejor el funcionamiento de los ecosistemas lóticos del Neotrópico, razón por la cual, los objetivos de este estudio fueron determinar la estructura de la comunidad, la diversidad, abundancia y biomasa (peso seco) de los grupos funcionales alimentarios de la entomofauna acuática asociada al río Tribique.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área de estudio

El área de estudio se encuentra en el río Tribique, distrito de Soná, provincia de Veraguas, el cual en su recorrido atraviesa las comunidades de Calidonia, finca el Anguillal, finca La Estancia y Bella Vista. Para el estudio se establecieron tres estaciones de muestreo que comprendieron distintos tramos, que van desde el tramo alto (60 msnm) bajo el puente de Calidonia localizado entre los 7° 59' 8.58" N y 81° 21' 58.9" O; el tramo medio (55 m.s.n.m.) ubicado en la Finca El Anguillal entre los 7° 59' 14.87" N y 81° 21' 32.40" O; y el tramo bajo (13 m.s.n.m.) en el puente Tribique entre los 7° 59' 58.33" N y 81° 18' 48.73" O. Los tramos seleccionados en el río presentaron variabilidad de sustratos, entre los que se encuentran arcilla, grava, grandes piedras y arena, constituyendo diferentes microhábitats. La vegetación ribereña es escasa, en algunos lugares ha sido reemplazada por cultivos agrícolas y potreros.

Toma de muestras de la entomofauna

La recolecta de insectos, se realizó dos veces al mes, en horas de la mañana, en cada una de las estaciones de muestreo durante febrero a abril de 2014, completándose seis giras para cada estación de muestreo. El esfuerzo de recolecta en cada estación fue de una hora. Para la recolección de los especímenes se utilizó una red acuática (tipo D-Net) de 500 µm de ojo de malla para realizar los barridos a lo largo de la orilla y capturar insectos que estaban adheridos a tallos, hojas y raíces de plantas sumergidas y en el fondo. También, se capturaron manualmente con la ayuda de pinzas entomológicas, los insectos que se encontraban adheridos a las piedras y hojarasca. Las muestras se colocaron en envases de plástico con alcohol al 70% y se le añadieron tres a cuatro gotas de glicerina para mantener blandas y flexibles las estructuras de los organismos (Roldán, 1988).

Trabajo de laboratorio

Las muestras fueron revisadas bajo el estereoscopio y cuando fue necesario se realizaron montajes para observación al microscopio. El material biológico se determinó hasta el nivel taxonómico de género, con el uso de claves taxonómicas de Roldán (1999, 2003), Novelo-

Gutiérrez (1997a, 1997b), Mc Cafferty (1998). Springer, (2006 y 2010). Cummins *et al.* (2008). Waltz & Burian (2008), Flowers & De la Rosa (2010). Ramírez (2010) y Gutiérrez-Fonseca (2010).

Asignación de los grupos funcionales alimentarios (GFAs)

Los grupos funcionales alimentarios considerados en este trabajo fueron: colector, colector-recolector, depredador, filtrador, filtrador-colector, raspador, triturador o fragmentador. La asignación de los grupos funcionales de insectos acuáticos se realizó con la literatura especializada para taxones neotropicales (Tomanova *et al.*, 2006; Reynaga, 2009; Chará-Serna *et al.*, 2010; Rodríguez-Barrios *et al.*, 2011; Rodríguez-Barrios, 2011). Para los taxones que no se encontró referencia se utilizó la asignación propuesta por Cummins *et al.* (2008) para Norte América.

Determinación de la biomasa

Para hallar la biomasa en “peso seco”, los individuos de cada grupo funcional alimenticio, se secaron en un horno a 60°C durante 24 horas y posteriormente fueron pesados en una balanza analítica con una precisión de 0.0001g (Monzón *et al.*, 1991).

Análisis estadístico

Para conocer la diversidad de géneros de la comunidad de insectos acuáticos en los diferentes tramos del río estudiado y los grupos funcionales alimentarios dominantes en cuanto al número de géneros, se utilizó el índice de Shannon-Weiner (Margalef, 1998). Se utilizó la prueba t de Hutcheson (Magurran, 1988) para confirmar la existencia de diferencias significativas, expresadas en el índice de diversidad Shannon-Weiner entre tramos del río. La prueba de Kuskal-Wallis (K-W) fue utilizada para la comparación de la biomasa (peso seco) de los grupos funcionales alimentarios en los diferentes tramos. El programa Past (versión 1.82b) fue el paquete estadístico utilizado para realizar los análisis (Hammer *et al.*, 2001).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Estructura numérica de la entomofauna acuática asociada al río Tribique

Se recolectaron un total de 1,285 insectos acuáticos, distribuidos en 8

órdenes, 41 familias y 67 géneros determinados y cinco géneros sin determinar. Los órdenes más abundantes en cuanto al número de individuos fueron: Ephemeroptera con 380 (29.6%); Coleoptera con 344 (26.8%); Trichoptera con 261 (20.3%); y Odonata con 104 (8.09%), seguidos por los órdenes: Heteroptera con 79 (6.15%); Plecoptera con 67 (5.21%); Diptera con 39 (3.04%) y Megaloptera con 11 (0.86%) (Cuadro 1).

Los órdenes con mayor riqueza biológica, en cuanto al número de familias y géneros, fueron: Ephemeroptera con cinco familias y 19 géneros, Heteroptera con 9 familias y 13 géneros, Trichoptera con siete familias y 13 géneros, Coleoptera con siete familias y nueve géneros, Odonata con seis familias y seis géneros; Diptera con cinco familias y cinco géneros. Los órdenes menos representados corresponden a Megaloptera con una familia y un género y Plecoptera con una familia y un género (Cuadro 1).

A nivel de tramos, la mayor abundancia se presentó en el tramo alto con 703 (54.7%) individuos, seguidos del tramo medio con 479 (37.2%) y el tramo bajo con 103 (8%). Un patrón similar al presentarlo por abundancia, se encontró en la riqueza de géneros, el tramo alto presentó el mayor número de géneros con 54, seguido del tramo medio con 52 y el tramo bajo con 24. Los valores de diversidad de géneros, expresados mediante el índice de Shanon-Wiener, fueron mayores en el tramo medio con ($H'=3.34$), seguidos de los tramos bajo y alto con ($H'=2.75$) y ($H'=2.96$) respectivamente ($p<0.05$; t de Hutcheson).

Rodríguez & León, (2003) encontraron en el río Tribique 98 géneros de insectos acuáticos, en este estudio se recolectaron 67 géneros. La disminución de géneros en este estudio puede deberse a la influencia de las actividades humanas, ya que resulta evidente el crecimiento que ha tenido la población el distrito de Soná en los últimos años. Las actividades agroindustriales y el vertido de desechos domésticos fueron evidentes en los distintos tramos del río, principalmente en el tramo bajo ubicado muy cerca del centro de la ciudad, el cual presentó el menor número de insectos acuáticos. Machado & Roldán, (1981) señalan que la diversidad en los ecosistemas tropicales puede reducirse

por condiciones creadas por el hombre como la contaminación de origen industrial o doméstica.

Cuadro 1. Estructura comunitaria y clasificación en grupos funcionales alimentarios (GFAs) de los insectos acuáticos recolectados en el río Tribique en los tramos alto, medio y bajo, distrito de Soná, provincia de Veraguas.

ORDEN	FAMILIA	GENERO	GFA	TRAMOS			Total
				Alto	Medio	Bajo	
ODONATA	Cerophidae	<i>Erythrogonium</i>	D ¹	3 (0.43%)	7 (3.40%)	2 (1.04%)	12 (0.99%)
	Cerophidae	<i>Apyrogonium</i>	D ²	1 (0.14%)	1 (0.04%)	1 (0.07%)	3 (0.10%)
	Calopterygidae	<i>Heterurus</i>	D ¹	2 (0.28%)	1 (0.21%)	0 (0.00%)	3 (0.27%)
	Ctenargyridae	<i>Argia</i>	D ²	10 (4.27%)	2 (0.40%)	3 (2.97%)	15 (2.72%)
	Protoneuridae	<i>Protoneura</i>	D ²	0 (0.00%)	5 (1.00%)	6 (5.87%)	11 (0.80%)
	Libellulidae	<i>Elga</i>	D ²	3 (0.40%)	21 (4.30%)	10 (5.53%)	40 (3.11%)
	Polytonidae	Sin determinar	D ¹	1 (0.14%)	0 (0.00%)	0 (0.00%)	1 (0.08%)
HEMiptera	Mesocentridae	<i>Mesocentrus</i>	D ²	2 (0.28%)	0 (0.00%)	0 (0.00%)	2 (0.16%)
	Velidae	<i>Rhyacionia</i>	D ²	0 (0.00%)	1 (0.21%)	0 (0.00%)	1 (0.04%)
	Ceridae	<i>Brachynotus</i>	D ²	0 (0.00%)	1 (0.04%)	2 (1.94%)	3 (0.10%)
	Ceridae	<i>Limnocyrtis</i>	D ²	1 (0.14%)	1 (0.04%)	0 (0.00%)	2 (0.08%)
	Nitidulidae	<i>Palaemon</i>	D ²	0 (0.00%)	1 (0.21%)	0 (0.00%)	1 (0.08%)
	Nitidulidae	<i>Cryptocercus</i>	D ²	7 (2.00%)	0 (0.00%)	0 (0.00%)	7 (0.54%)
	Nitidulidae	<i>Ambrysus</i>	D ²	0 (0.00%)	5 (1.00%)	0 (0.00%)	5 (0.39%)
	Nepidae	<i>Cerania</i>	D ²	0 (0.00%)	1 (0.21%)	1 (2.97%)	2 (0.15%)
	Cedoceratidae	<i>Cedoceratus</i>	D ²	0 (0.00%)	1 (0.21%)	1 (0.07%)	2 (0.16%)
	Corixidae	<i>Tanytarsus</i>	D ²	0 (0.00%)	8 (1.60%)	2 (1.94%)	10 (0.79%)
	Belontiinae	<i>Belontiina</i>	D ²	3 (0.71%)	3 (0.60%)	2 (1.94%)	8 (0.70%)
	Belontiinae	<i>Lebanonina</i>	D ²	7 (1.00%)	3 (0.60%)	0 (0.00%)	10 (0.79%)
	Helophoridae	<i>Helophorus</i>	D ²	0 (2.50%)	0 (0.00%)	0 (0.00%)	0 (0.00%)
	TRICHOPTERA	Hydropsychidae	<i>Lepidostoma</i>	C-F ²³	17 (2.44%)	7 (1.40%)	0 (0.00%)
Hydropsychidae		<i>Mesochorus</i>	C-F ²³	1 (0.14%)	2 (0.40%)	5 (4.83%)	8 (0.62%)
Hydropsychidae		<i>Closteropsylla</i>	C-F ²³	1 (0.14%)	1 (0.21%)	0 (0.00%)	2 (0.16%)
Hydropsychidae		<i>Plecoptera</i>	C-F ²³	1 (0.14%)	0 (0.00%)	0 (0.00%)	1 (0.08%)
Hydropsychidae		<i>Sialis</i>	C-F ²³	46 (6.34%)	22 (4.50%)	0 (0.00%)	68 (5.30%)
Trichoptera		<i>Chironomus</i>	C-F ²³	50 (7.00%)	30 (7.52%)	0 (0.00%)	80 (7.00%)
Leptoceridae		<i>Leptocera</i>	F ²	1 (0.14%)	0 (0.00%)	0 (0.00%)	1 (0.08%)
Leptoceridae		<i>Nannochore</i>	C-F ²³	29 (2.70%)	2 (0.41%)	0 (0.00%)	31 (3.00%)
Lepidoceratidae		<i>Lepidocera</i>	F ²	1 (0.14%)	0 (0.00%)	0 (0.00%)	1 (0.08%)
Polychaetidae		<i>Polychaeta</i>	D ¹	1 (0.14%)	1 (0.21%)	0 (0.00%)	2 (0.16%)
Polychaetidae		<i>Polychaeta</i>	C-F ²³	1 (0.14%)	1 (0.21%)	0 (0.00%)	2 (0.16%)
Oligoneuridae		<i>Oligoneura</i>	F ²	0 (0.00%)	1 (0.21%)	0 (0.00%)	1 (0.08%)
Chironomidae		<i>Phlebotomus</i>	F ²	1 (0.14%)	1 (2.70%)	1 (0.07%)	3 (1.00%)
PLECOPTERA		Pteronarcys	<i>Pteronarcys</i>	D ¹	4 (5.83%)	2 (5.40%)	0 (0.00%)
	Tripidae	<i>Tripidae</i>	D ^{1,2}	2 (0.28%)	0 (0.00%)	0 (0.00%)	2 (0.16%)
DIPTERA	Tripidae	<i>Limonia</i>	F ²	2 (0.28%)	1 (0.04%)	0 (0.00%)	3 (0.16%)
	Psychodidae	<i>Simulium</i>	C-R ⁴	1 (0.14%)	1 (0.04%)	0 (0.00%)	2 (0.08%)
	Simuliidae	<i>Simulium</i>	C ²	0 (0.00%)	2 (0.40%)	0 (0.00%)	2 (0.16%)
	Drosophilidae	<i>Drosophila</i>	C ²	0 (0.00%)	1 (0.21%)	0 (0.00%)	1 (0.08%)
	Chironomidae	Sin determinar	C-R ⁴	0 (0.00%)	3 (0.60%)	0 (0.00%)	3 (0.27%)
	Chironomidae	Sin determinar	D ²	16 (2.20%)	8 (1.60%)	4 (3.80%)	28 (2.18%)

HEMIFLEURA	Leptohyphidae	<i>Tricostoderis</i>	T ¹	4(0.23%)	14(3.70%)	7(0.80)	69(5.37%)	
	Leptohyphidae	<i>Epilimnoides</i>	CR ²	0(0.0%)	0(0.0%)	1(0.97%)	1(0.08%)	
	Leptohyphidae	<i>Viaquirobia</i>	CR ²	4(0.57%)	4(0.83%)	0(0.0%)	8(0.62%)	
	Leptohyphidae	<i>Tenocentropus</i>	CR ²	6(0.85%)	0(0.0%)	0(0.0%)	6(0.47%)	
	Leptohyphidae	<i>Leptohyphes</i>	C ³	23(3.27%)	15(3.13%)	0(0.0%)	38(2.99%)	
	Leptohyphidae	<i>Dimictoides</i>	CR ²	25(3.59%)	13(2.75%)	0(0.0%)	38(2.99%)	
	Leptohyphidae	<i>Haplomyces</i>	CR ²	0(0.0%)	1(0.21%)	0(0.0%)	1(0.08%)	
	Leptohyphidae	<i>Uvulicoides</i>	CR ²	0(0.0%)	2(4.38%)	0(0.0%)	2(0.16%)	
	Leptohyphidae	<i>Choroterpes</i>	CR ²	23(3.13%)	16(3.34%)	17(16.93%)	56(4.38%)	
	Leptohyphidae	<i>Parmis</i>	C ³	45(6.12%)	19(3.97%)	3(2.98%)	67(5.17%)	
	Leptohyphidae	<i>Tropidus</i>	T ¹	11(1.56%)	6(1.25%)	1(0.97%)	18(1.40%)	
	Baetidae	<i>Caspiobanania</i>	CR ²	1(0.14%)	0(0.0%)	0(0.0%)	1(0.08%)	
	Baetidae	<i>Mesochorus</i>	CR ²	1(0.14%)	1(0.21%)	0(0.0%)	2(0.16%)	
	Baetidae	<i>Baetis</i>	C ³	2(0.28%)	0(0.0%)	0(0.0%)	2(0.16%)	
	Baetidae	<i>Callibaetis</i>	CR ²	0(0.0%)	2(0.42%)	0(0.0%)	2(0.16%)	
	Baetidae	<i>Baetis</i>	CR ²	1(0.14%)	0(0.0%)	0(0.0%)	1(0.08%)	
	Baetidae	<i>Avenicobaetis</i>	C ³	2(0.28%)	0(0.0%)	0(0.0%)	2(0.16%)	
	Hyaloptilidae	<i>Ectoptychoia</i>	CR ²	1(0.14%)	0(0.0%)	0(0.0%)	1(0.08%)	
	Chironidae	<i>Gerris</i>	CR ²	11(1.56%)	19(3.97%)	13(12.62%)	43(3.39%)	
	CLIFLEURA	Dytiscidae	<i>Sindecimaria</i>	R ⁴	84(26.17%)	73(15.34%)	0(0.0%)	257(20.0%)
		Eristidae	<i>Mesocelis</i>	C ³	5(0.71%)	8(1.67%)	0(0.0%)	13(1.01%)
		Eristidae	<i>Eristus</i>	CR ²	4(0.57%)	3(0.63%)	0(0.0%)	7(0.54%)
		Eristidae	<i>Mesocelis</i>	C ³	2(0.28%)	2(0.42%)	0(0.0%)	4(0.31%)
Eristidae		<i>Chironomus</i>	CR ²	3(0.41%)	1(0.21%)	0(0.0%)	4(0.31%)	
Noteridae		<i>Habroscutella</i>	D ⁵	0(0.0%)	1(0.21%)	1(0.97%)	2(0.16%)	
Hydrophilidae		<i>Helophorus</i>	CR ²	0(0.0%)	1(0.21%)	0(0.0%)	1(0.08%)	
Hydrophilidae		<i>Tropidoceros</i>	CR ²	0(0.0%)	1(2.30%)	0(0.0%)	1(0.08%)	
Sminthuridae		<i>Elodes</i>	CR ²	2(0.28%)	30(4.17%)	0(0.0%)	32(1.77%)	
Staphylinidae		<i>Sindecimaria</i>	D ⁵	5(0.71%)	0(0.0%)	2(1.98%)	7(0.54%)	
Isopodidae		<i>Psephenus</i>	R ⁴	4(0.57%)	10(2.09%)	2(1.98%)	16(1.24%)	
MEGALOPTERA		Corydalidae	<i>Corydalus</i>	D ^{5,6,7}	5(0.71%)	3(0.63%)	2(1.98%)	10(0.80%)
Total					703	479	163	1285

¹ Eddy & Gilman (2001), ² Termonia et al. (2005), ³ Fariñas et al. (2008), ⁴ Feyruga (2009), Chant-Serna et al. (2011), ⁵ Rodríguez-Hernández et al. (2011), Rodríguez-Hernández (2011), ⁶ Carreras et al. (2008) CFA (grupo funcional diferenciado) (C) colector, (C-F) colector-filtrador, (C-D) colector-resolvedor, (D) depredador, (R) rasador y (T) triturador o fragmentador

Fuente: Producción propia

El río Tribique, en el tramo alto y medio, presentó gran abundancia y diversidad de insectos acuáticos, mientras en el tramo bajo fue notoria la disminución de estos organismos. Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, (1988) encontraron que la calidad del agua disminuye aguas río abajo.

Esta baja riqueza ($H'=2.75$); y abundancia de 103 (8%) individuos, para el tramo bajo podría ser producto del deterioro de la calidad del agua. González *et al.* (2011) encontraron una relación directa entre la calidad del agua y la diversidad biológica, demostraron que a mayor contaminación del agua menor es la biodiversidad. La tendencia hacia la disminución en la calidad biológica del agua se agrava en los ríos, que como el Tribique, pudieran encontrarse impactados por la agroindustria y asentamientos humanos.

Los resultados de los trabajos realizados por Rodríguez & Sánchez (2001), Rodríguez & León (2003), Rodríguez & Mendoza (2003) y Rodríguez & Lombardo (2007) coinciden en que Heteroptera es el orden mejor representado, en cuanto al número de familias, en ríos de la provincia de Veraguas. Pino-Selles & Bernal-Vega (2009) encontraron en la parte alta-media del río David en la provincia de Chiriquí, al orden Hemiptera (Heteroptera) como el más representativo; coincidiendo con los resultados encontrados para la provincia de Veraguas. Las familias encontradas son Belostomatidae con los géneros *Belostoma* y *Lethocerus*; Naucoridae con los géneros *Cryphocricos*, *Ambrysus* y *Pelocoris*; Gerridae con los géneros *Eurygerris* y *Brachymetra*; Mesoveliidae con el género *Mesovelgia*; Hebridae con el género *Hebrus*; Veliidae con el género *Rhagovelia*; Corixidae con el género *Tenagobia*; Nepidae con el género *Curicta* y Gelastocoridae con el género *Gelastocoris*. La presencia y diversidad del orden Heteroptera en ambientes relacionados con la actividad humana, puede proveer buenas indicaciones acerca de cómo las actividades antropogénicas afectan estos ecosistemas en comparación con áreas menos alteradas por el hombre (Mazzucconi *et al.*, 2009).

Los Ephemeroptera abarcaron el 28.8% de abundancia siendo el orden con mayor cantidad de individuos, la familia Leptophlebiidae presentó los géneros *Trhaulodes*, *Haplolyphes*, *Ulmeritoides*, *Choroterpes*, *Farrodes* y *Terpides*. La familia Leptohyphidae presentó los géneros *Epiphraodes*, *Vacupernius*, *Traveryphes*, *Leptohyphes* y *Trycorythodes*;

de la familia Baetidae se encontró los géneros *Camelobaetis*, *Mayobaetis*, *Baetodes*, *Callibaetis*, *Baetis* y *Americabaetis*; de la familia Euthyplocidae solo se encontró un ejemplar del género *Euthyplocia* y de la familia Caenidae se encontró el género *Caenis*. Rodríguez & León, (2003) encontraron para el río Tribique seis familias y 11 géneros, de las cuales cinco familias se encontraron en nuestro estudio.

El orden Ephemeroptera ha sido considerado por muchos autores como uno de los órdenes más sensibles a la contaminación (Cárdenas *et al.*, 2007; Flowers & De la Rosa, 2010), la razón se fundamenta, en que el orden es sensible a los cambios ambientales de origen exógeno (Vega & Durant, 2000). Sin embargo, dentro del orden, las diferentes familias y géneros muestran una gran variedad de tolerancia a las condiciones ambientales (Flowers & De la Rosa, 2010).

El segundo orden con mayor abundancia de individuos correspondió al orden Coleoptera con 344 (26.8%) individuos. Las familias Dryopidae y Elmidae fueron las más abundante y dominaron en los tramos alto y medio con 198 y 87 individuos respectivamente; mientras que en el tramo bajo no se encontraron. Las familias Noteridae, Staphylinidae, Scirtidae y Psephenidae presentaron pocos individuos. Rodríguez & León (2003) en el río Tribique y Guinard *et al.* (2013) en el río Gariché en la provincia de Chiriquí, encontraron al género *Psephenus* como el más representativo; mientras que Wittgreen & Villanero (1998) en el río La Villa reportaron el género *Cybister* para la familia Dytiscidae, el cual no se encontró en nuestro estudio.

El orden Trichoptera posee buena diversidad y abundancia de individuos en el río estudiado, ocupando el 20.3% (261) del total. Debido a su gran diversidad y al hecho que las larvas poseen distintos rangos de tolerancia a la contaminación, según la familia o el género al que pertenecen, son muy útiles como bioindicadores de la calidad de agua y la salud del ecosistema (Springer, 2010); razón por la cual en el tramo bajo se encontraron pocos individuos. La familia mejor representada es Hydropsychidae con cinco géneros y 103 individuos; Rodríguez *et al.* (2014) encontraron que Hydropsychidae muestra

mayor distribución enVeraguas, y esto podría deberse a que contienen géneros que pueden tolerar niveles de contaminación que van desde moderados a leves. Las familias como Odontoceridae, Lepidostomatidae y Polycentropodidae se encontraron escasamente con uno o dos individuos. Rodríguez & León, 2003 encontraron para el río Tribique 7 familias coincidiendo con Hydrosychidae, Polycentropodidae, Philopotamidae y Leptoceridae que se encontraron en nuestro estudio; mientras Rodríguez & Mendoza (2003) reportaron para el río Agué siete familias de las cuales cinco coinciden con nuestros resultados. Rodríguez & Sánchez (2001) reportaron para el río Santa Clara la familia Hydrosychidae y Polycentropodidae.

Los odonatos mostraron una abundancia del 8.2% y una reducción de familias y géneros en comparación con estudios realizados por Rodríguez & León (2003) en el río Tribique, en donde reportaron un total de 8 familias y 22 géneros. La familia Libellulidae con su género *Elga* mostró la mayor abundancia con 40 individuos, y se presentó en todos los tramos del río, al igual que los géneros *Epigomphus*, *Agriogomphus* (Gomphidae) y *Argia* (Coenagrionidae) géneros que según Ramírez (2010) son intolerantes a la contaminación, por lo que podemos decir que se hace necesaria una revisión de los niveles de tolerancia a la contaminación de dichos géneros.

El orden Diptera mostró baja diversidad de familias y géneros, siendo Chironomidae la familia mejor representada. Estudios realizados por Medianero & Samaniego (2004) hacen referencia a que la familia Chironomidae habita en aguas que presentan cierto grado de contaminación. Las familias Simuliidae, Tipulidae, y Psychodidae solo fueron encontradas en la parte alta, mientras que la familia Dixidae en la parte media.

Las mayores aportaciones de individuos de los órdenes Plecoptera con el género *Anacroneturia* (Perlidae) y Megaloptera con el género *Corydalus* (Corydalidae) se dio en la parte alta del río y fue disminuyendo hacia la parte baja. Tomanova & Tedesco (2007) hacen referencia a que el género *Anacroneturia* en el Neotrópico puede tolerar cierto grado de contaminación.

Asignación de grupos funcionales alimentarios

De los 67 géneros encontrados en el río Tribique, se lograron asignar grupos funcionales alimentarios a 30 (44.7%) con la literatura especializada para taxones neotropicales, a los restantes 37 géneros se utilizó la asignación propuesta por Cummins *et al.* (2008) para Norte América y los cinco géneros sin determinar, se les asignó el grupo alimenticio funcional correspondiente a la familia según Cummins *et al.* (2008). A escala de río, el grupo funcional alimentario dominante, en cuanto al número de géneros y de individuos, corresponde a los depredadores, con un total de 27 géneros y 302 (23.5%) individuos ($H' = 2.67$); seguido de los colectores-recolectores con 20 géneros y 274 (21.3%) individuos ($H' = 2.33$); los colectores-filtradores con 7 géneros y 195 (15.1%) individuos ($H' = 1.23$); los colectores con 8 géneros y 127 (9.9%) individuos ($H' = 1.28$); los filtradores con 2 géneros y 12 (0.9%) individuos ($H' = 0.40$); los raspadores con 2 géneros y 273 (21.4%) individuos ($H' = 0.22$); y los trituradores con cinco géneros y 102 (7.9%) individuos ($H' = 0.92$) (Cuadro 1 y Fig.1).

A nivel de tramos, los raspadores dominaron en términos de abundancia con 188 (26.7%) individuos en el tramo alto, los colectores-recolectores en el tramo medio con 136 (28.4%) individuos y en el tramo bajo estuvo dominado por los depredadores con 47 (45.6%) individuos (Fig.1).

En la quebrada Santa Inés, subcuenca del río Yeguaré, Honduras se encontró como grupo funcional alimentario dominante a los depredadores representando el 55%, seguido de los filtradores con el 28% y los raspadores con el 3% (López *et al.*, 2010). La información de los grupos funcionales alimentarios obtenida en el río Tribique muestra como resultado a los depredadores como grupo funcional dominante, a nivel de río y en los tramos alto y bajo, en riqueza y abundancia, mostrando resultados similares con el estudio realizado en el río Santa Inés (López *et al.*, 2010). De acuerdo a Rivera-Usme, (2011) los integrantes del gremio de 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.

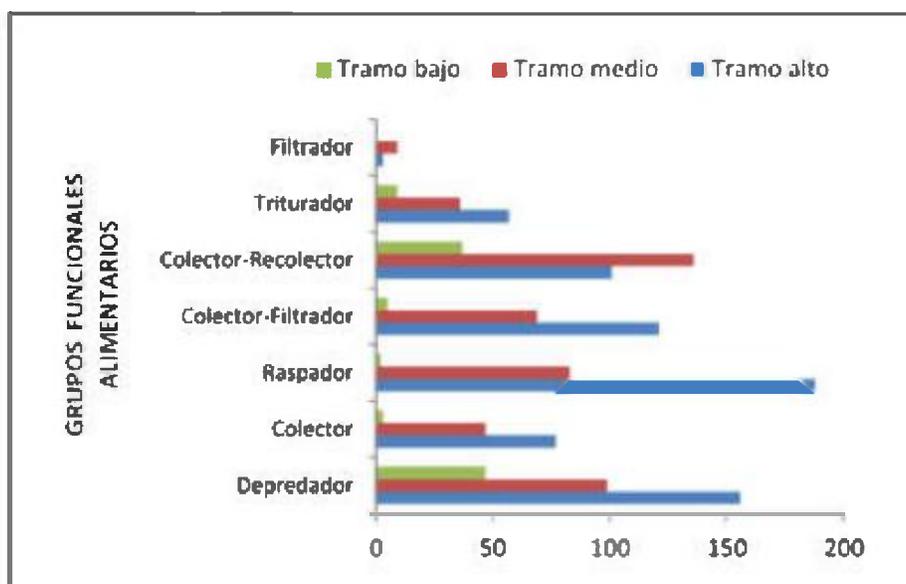


Fig. 1 Número de individuos de los grupos funcionales alimentarios en el tramo alto, medio y bajo del río Tribique, distrito de Soná, provincia de Veraguas.

Otros grupos funcionales alimentarios encontrados en el río Tribique, como el de los raspadores, dominan en abundancia pero no en riqueza. Esto puede deberse a que el río presenta proceso de eutrofización incrementando la densidad del grupo de los raspadores, ya que su recurso trófico se ve incrementado (Alonso & Camargo, 2005). Los filtradores, grupo bien representado en los sistemas lóticos (Restrepo & Rincón, 2009), en el río Tribique, poseen baja riqueza y abundancia de géneros, lo cual puede deberse a que tienden a disminuir con algún tipo de perturbación (Lampert & Sommer, 2007).

De los 67 géneros determinados para el río Tribique solamente se logró asignar grupos funcionales alimentarios al 44.7% con la literatura especializada para taxones neotropicales, para los géneros restantes no se encontró en la literatura información de hábitos dietarios para la región neotropical, lo que destaca la necesidad de continuar con el estudio del contenido intestinal de los insectos que habitan las quebradas y ríos neotropicales, tal como lo sugiere Chará-Serna *et al.*, (2010) y Rodríguez-Barrios (2011).

Determinación de la biomasa (peso seco)

A escala de río la mayor cantidad de biomasa de los grupos funcionales alimentarios fue aportado por los depredadores con 1.8497 g, lo que representa 60% del total. Le siguen los raspadores con 0.3181 g (10.3%), los filtradores con 0.3164 g (10.3%), los colectores-recolectores con 0.2996 g (9.7%), los colectores-filtradores con 0.2304 g (7.5%), los colectores con 0.0381 g (1.2%) y los trituradores con 0.0305 g (1%) (Cuadro 2).

Los depredadores dominaron en el tramo alto, medio y bajo del río, siendo en la tramo medio, la estación en la cual los depredadores aportaron la mayor cantidad de biomasa con 0.778 g (65.7%) (Cuadro 2). Los raspadores, filtradores, colectores-recolectores, colectores-filtradores y colectores aportaron la mayor biomasa en el tramo alto disminuyendo hacia la parte baja del río; mientras los trituradores presentaron su mayor cantidad de biomasa en el tramo medio del río (Cuadro 2). El tramo con mayor aporte de biomasa fue el tramo alto con 1.5089 g, seguido del tramo medio con 1.1844 g y bajo con 0.3895 g (K-W, $p=0.0316$), (Cuadro 2).

La mayor aportación de biomasa en el río Tribique, a nivel de río y por estaciones, fue realizada por los depredadores. En un estudio similar realizado por Rodríguez-Barrios *et al.* (2011) en un sistema fluvial de montaña en Colombia, encontraron que los fragmentadores aportaron la mayor cantidad de biomasa con el 52%. Seguido estuvieron los depredadores con el 36%, mientras los colectores-recolectores, los colectores-filtradores y los raspadores abarcaban el 12% restante. Otros autores como Cheshire *et al.* (2005) reportan en ríos del trópico australiano que los fragmentadores y depredadores dominan en biomasa con el 15% y 36% respectivamente. La biomasa de los depredadores de nuestro estudio en el tramo alto y medio fue similar, pero disminuyó en el tramo bajo del río; según Rodríguez-Barrios (2011) la disminución de los depredadores en tramos bajos se puede explicar por la mayor presencia de peces depredadores que excluyen a estos GFAs de insectos por ser más competitivos.

El aporte de biomasa de los colectores a nivel de río fue de 1.2%, aunque los colectores sean abundantes, debido a su tamaño reducido,

Su importancia ecológica no supera a otros grupos con menos abundancia pero que aportan mayor biomasa, como los fragmentadores y los depredadores (Chará-Serna *et al.*, 2010). Los colectores-filtradores ocuparon el 7.5% de la biomasa total, aportando la mayor cantidad en la parte alta y media del río; sin embargo cae drásticamente en la parte baja con apenas una aportación de 0.0133 g concordando con el estudio hecho por Greathouse & Pringle (2006), donde reportan la disminución hacia tramos bajos de los colectores-filtradores. Los colectores-recolectores aportaron su mayor biomasa en el tramo alto; mientras en el tramo medio y bajo los valores fueron menores, con 0.0901g y 0.0187g respectivamente; Gutiérrez (2006) sugiere que este resultado se deba posiblemente por su poca estabilidad mecánica al efecto de la corriente, lo que sugiere que los resultados podrían variar en temporada lluviosa.

Cuadro 2. Peso seco total (g) de los grupos funcionales alimentarios en los diferentes tramos estudiados del río Tribique, distrito de Soná, provincia de Veraguas.

GAFs	Tramos			Total
	Alto	Medio	Bajo	
Depredador	0.7286 (48.3%)	0.778 (65.7%)	0.3431 (88.1%)	1.8497 (60%)
Colector	0.0196 (1.3%)	0.0176 (1.5%)	0.0009 (0.2%)	0.0381 (1.2%)
Raspador	0.2401 (15.9%)	0.0757 (6.4%)	0.0023 (0.6%)	0.3181 (10.3%)
Colector-Filtrador	0.1159 (7.7%)	0.1012 (8.5%)	0.0133 (3.4%)	0.2304 (7.5%)
Colector-Recolector	0.1908 (9.7%)	0.0901 (7.6%)	0.0187 (4.8%)	0.2996 (9.7%)
Triturador	0.0134 (1.0%)	0.0141 (1.2%)	0.003 (0.8%)	0.0305 (1.0%)
Filtrador	0.2005 (10.3%)	0.1077 (9.1%)	0.0082 (2.1%)	0.3164 (10.3%)
Total	1.5089	1.1844	0.3895	3.0828

Fuente: Producción propia

Los trituradores (fragmentadores) fue el grupo dietario con menor aportación de biomasa 0.0305 g (1%) en el río, coincidiendo con los trabajos realizados por Greathouse & Pringle (2006); Gutiérrez (2006) y Eyes-Escalante *et al.* (2012) los cuales atribuyen este comportamiento a que su función es remplazada por raspadores y colectores. Los raspadores y filtradores fueron los grupos funcionales alimentarios que mostraron similares valores de biomasa. Los raspadores aportaron 0.3181g y los filtradores 0.3164g ambos disminuyendo hacia el tramo bajo del río.

CONCLUSIONES

Con la ayuda de la literatura especializada, para taxones neotropicales, se logró asignar grupos funcionales alimentarios solamente al 44.7% de los géneros encontrados en el río Tribique lo que destaca la necesidad de continuar con el estudio del contenido intestinal de los insectos que habitan los ríos de la provincia de Veraguas. Es importante este tipo de estudios ya que nos dan una base para futuros estudios; como por ejemplo: evaluar el contenido estomacal de grupos funcionales alimentarios, en ríos poco perturbados, para ver si existe algún cambio debido a las actividades antropogénicas.

La disminución de géneros y familias en nuestro estudio puede deberse a la influencia de las actividades humanas, ya que resulta evidente el crecimiento que ha tenido la población el distrito de Soná en los últimos años. Las actividades agroindustriales y el vertido de desechos domésticos fueron evidentes en los distintos tramos del río, principalmente en el tramo bajo. Estas consideraciones conllevan la necesidad de evaluar la dinámica temporal de la estructura de la comunidad de insectos acuáticos y relacionarla con fluctuaciones ambientales o factores de intervención humana.

Del total de la biomasa (peso seco) encontrada de los diferentes grupos funcionales alimentarios, a nivel de río, el 60 % fue aportado por los depredadores, los raspadores y filtradores con el 10.3% cada uno y el colector-recolector con el 9.7 %, el resto de la biomasa remanente 9.7 % se encontró en triturador o fragmentador, colector-filtrador y colector.

La abundancia de depredadores y su nivel de aportación a la biomasa, parece indicar que es el grupo funcional alimentario característico de los ríos con altos niveles de perturbación.

REFERENCIAS

Alba-Tercedor, J. & A. Sánchez-Ortega. 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.

Águila, Y & A. García 2011. Utilización de asociaciones de macroinvertebrados potencialmente indicadoras (API's) para discriminar aguas de diferente calidad. *Tecnociencia*. 13(2): 109-120.

Alonso, A. & J. A. Camargo. 2005. Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los Ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas*. 3: 1-12.

Bello, C & M. Cabrera. 2001. Alimentación ninfal de Leptophlebiidae (Insecta: Ephemeroptera) en el Caño Paso del Diablo, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.* 49 (3-4): 999-1003.

Cárdenas, A.; B. Reyes; M. López; A. Woo; E. Ramírez & M. Ibrahim. 2007. biodiversidad de macroinvertebrados acuáticos y la calidad del agua en la subcuenca de los ríos Bul Bul y Paiwas, Matiguás, Nicaragua. *Encuentro*. 77: 83-93.

Chará-Serna, A. M.; J. Chará; M. Zúñiga; G. Pedraza & L. Giraldo. 2010. Clasificación trófica de insectos acuáticos en ocho quebradas protegidas de la ecorregión cafetera colombiana. *Univ. Scient.* 15: 27-36.

Cheshire, K.; L. Boyero, & R. G. Pearson. 2005. Food webs in tropical Australian streams: shredders are not scarce. *Freshwat. Biol.* 50:748-769.

Cummins, K. W.; R. W. Merritt & M. B. Berg. 2008. Ecology and distribution of aquatic insects. In *An introduction to the aquatic insects*

of North America. (4th ed.) Eds: Kenneth W. Cummins, Richard W. Merritt, and Martin B. Berg. pp.105–122. Dubuque, Iowa. Kendall/Hunt. 1158 pp.

Eyes-Escalante, M.; J. Rodríguez-Barrios & L. Gutiérrez-Moreno. 2012. Descomposición de la hojarasca y su relación con los macroinvertebrados acuáticos del río Gaira (Santa Marta – Colombia). *Acta biol. Colomb.* 17 (1): 77-92.

Fenoglio, S.; B.O. Tiziano; A. Czekaj & E. Roeciszewska. 2008. Feeding habits, fine structure and microhabitat preference of *Euthyplocia hecuba* (Hagen, 1861) (Ephemeroptera: Euthyplociidae) nymphs from Honduras. *Folia Biol.* 56: 43-49.

Flowers, R. W. & C. De la Rosa. 2010. Ephemeroptera. *Rev. Biol. Trop.* 58(4): 63-93.

Gil, M.A.; P.A. Garelis, & E. A. Vallania. 2006. Hábitos alimenticios de larvas de *Polycentropus joergenseni* Ulmer, 1909 (Trichoptera: Polycentropodidae) en el río Grande (San Luis, Argentina). *Gayana.* 70(2): 206-209.

González A.; E. Soto; J.C. Tejada; B. Kohlmann; N. Pineda; A. Sanabria; & N. Brizuela 2011. Uso de bioindicadores para determinar la calidad de las aguas para uso agrícola del distrito de Riego Arenal-Tempisque en la zona seca tropical de Costa Rica. *Tierra Tropical* 7(1): 95-108.

Gutiérrez, J. D. 2006. Caracterización del metabolismo y de la oferta de recursos de materia orgánica para la fauna de macroinvertebrados bentónicos en una quebrada de montaña de orden menor. Tesis de Doctorado, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia.

Greathouse, E. A. & C. M. Pringle. 2006. Does the river continuum concept apply on a tropical island? Longitudinal variation in a Puerto Rican stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63: 134–152.

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

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

Hammer, O. D. A. T. Harper & P. D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software package for education and data analysis. *Paleontología electrónica* 4(1): 9 pp.

Hanson, P.; M. Springer & A. Ramirez. 2010. Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. *Rev. Biol. Trop.* 58(4): 3-37.

Hawkins, C.P.; M. M. Murphy; N. H. Anderson. 1982. Effects of canopy, substrate composition, and gradient on the structure of macroinvertebrate communities in Cascade Range streams of Oregon. *Ecology* 63(6): 1840-1856.

Lampert, W. & U. Sommer 2007. *Limnoecology: The ecology of lakes and streams*. 2a Ed. Oxford University Street. Nueva York. 324 p.

Lombardo, R & V. Rodriguez 2007. Entomofauna acuática asociada a la parte media-baja del río Santa María, provincia de Veraguas, Republica de Panamá. *Tecnociencia*. 9(1): 89-100.

Lombardo, R. & V. Rodriguez. 2008. Calidad biológica del agua en la parte media-baja del Río Santa María, provincia de Veraguas, República de Panamá. 10(1): 19-32.

López, I., E. Gutiérrez & J. Mora. 2010. Macrofauna Acuática de la Quebrada Santa Inés, Subcuenca del Río Yeguaré, Honduras. *Ceiba*. 51 (1): 17-28.

Machado, T. & G. Roldán. 1981. Estudio de las características fisicoquímicas y biológicas del río Anorí y sus principales afluentes. *Rev. Actual. Biol.* 10 (35): 3-19.

Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. New Jersey: Princeton University. Págs 179.

Margalef, R. 1983. Limnología. Omega. Barcelona. 1010 pp.

Mc Cafferty, W.P. 1998. Aquatic Entomology: The Fishermen's and ecologists illustrated guide to insects and their relatives. Jones and Bartlett Publishers Sudbury, Massachusetts Editorial. The United States of America. 448p.

Medianero, E & M. Samaniego. 2004. Comunidad de insectos acuáticos asociados a condiciones de contaminación en el río Curundú, Panamá. Folia Entomológica Mexicana. 43 (3): 279-294.

Monzón, A.; C. Casado; C. Montes; & D. Garcia De Jalon. 1991. Organización funcional de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos de un sistema fluvial de montaña (Sistema Central, río Manzanares, España). Limnética, 7:97-112.

Novelo-Gutiérrez, R. 1997a. Clave para la determinación de familias y géneros de náyades de Odonata de México Parte II. Anisoptera. Dugesiana. 4(2): 31-40.

Novelo-Gutiérrez, R. 1997b. Clave para la separación de familias y géneros de náyades de Odonata de México Parte I. Zygoptera. Dugesiana. 4(1): 1-10.

Pino-Selles, R & J. Bernal-Vega. 2009. Diversidad, distribución de la comunidad de insectos acuáticos y calidad del agua de la parte alta-media del río David, provincia de Chiriquí, Republica de Panamá. Rev. Gestión y Ambiente. 12 (3): 73-84.

Ramirez, A. 2010. Odonata. Rev. Biol. Trop. 58(4): 97-136.

Reynaga, M. 2009. Hábitos alimentarios de larvas de Trichoptera (Insecta) de una cuenca subtropical. Ecología Austral. 19: 208-209.

Rodríguez, V. & E. Bonilla. 1999. Estudio taxonómico de la comunidad de insectos acuáticos en Los Corrales, Distrito Cabecera de San Francisco, Provincia de Veraguas, República de Panamá. *Scientia*, 14(2): 65-77.

Rodríguez, V., M. Barrera, & A. Delgado. 2000. Insectos acuáticos de la Quebrada El Salto, en Las Palmas de Veraguas, Panamá. *Scientia*, 15(2): 33-44.

Rodríguez, V. & N. Sánchez 2001. Entomofauna acuática asociada al Río Santa Clara en Veraguas, República de Panamá. *Tecnociencia*, 3(2): 73-87.

Rodríguez, V. & H. León 2003. Insectos acuáticos Asociados al Río Tribique, en el Distrito de Soná, Provincia de Veraguas. *Tecnociencia*, 5(1): 51-61.

Rodríguez, V. & M. Mendoza 2003. Entomofauna acuática asociada al Río Agué en La Mesa, Veraguas, Panamá. *Tecnociencia*, 5 (2): 109-119.

Rodríguez, V.; N. Robles & Y. Pimentel 2009. Calidad biológica del agua de los ríos Sábalo, Piña, Ponuga, Poci y Suay en la Provincia de Veraguas, Panamá. *Tecnociencia*, 11(1): 75-88.

Rodríguez-Barrios, J. A. 2011. Descriptores funcionales en un sistema fluvial de montaña. Santa Marta, Colombia. Facultad de Ciencias, Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C., Colombia. Tesis Doctoral, 145p.

Rodríguez-Barrios, J. A., Ospina-Tórres, R & Turizo-Correa, R. 2011. Grupos funcionales alimentarios de macroinvertebrados acuáticos en el río Gaira, Colombia. *Rev. Biol. Trop.*, 59 (4): 1537-1552.

Rodríguez, V.; V. De Gracia & B. Peña 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*, Vol. 16(2):33-53.

Roldán, G. 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Universidad de Antioquia., Bogotá, Colombia. 216 p.

Roldán, G. 2003. Bioindicación de la Calidad del agua en Colombia. Uso del método BMWP/Col. Editorial Universidad de Antioquia. Colombia. 169p.

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

Springer, M. 2010. Trichoptera. Rev. Biol. Trop. 58(4): 151-198.

Tomanova, S. & P. Tedesco. 2007. Tamaño corporal, tolerancia ecológica y potencial de bioindicación de la calidad del agua de *Anacroneria* spp. (Plecoptera: Perlidae) en América del Sur. Rev. Biol. Trop. 55 (1): 67-81.

Tomanova, S.; E. Goitia & J. Helesic. 2006. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*. 556: 251-264.

Vega, M. J. & P. Durant. 2000. Fenología de efemerópteros y su relación con la calidad del agua del río Albarregas. Mérida, Venezuela. *Revista de Ecología Latinoamericana*, 7: 19-27.

Waltz, R. D. & S. K. Burian. 2008. Ephemeroptera. In: *An introduction to the aquatic insects of North America*. (4th ed.) Eds: Kenneth W. Cummins, Richard W. Merritt, and Martin B. Berg. pp.181–236. Dubuque, Iowa. Kendall/Hunt. 1158 pp.

Wittgren, Z. & S. Villanero. 1998. Inventario de Macro-invertebrados en el Río La Villa, Península de Azuero. Tesis de Licenciatura. Universidad de Panamá. 89 p.

Recibido marzo de 2017, aceptado abril de 2017.



PROTOZOOS GASTROINTESTINALES EN *BOTHROPS ASPER* (VIPERIDAE) MANTENIDAS EN EL CENTRO PARA INVESTIGACIONES Y RESPUESTAS EN OFIDIOLOGÍA (CEREO). ESCUELA DE BIOLOGÍA, UNIVERSIDAD DE PANAMÁ

Nivia Ríos-Carrera¹⁻², Hollys Vásquez²⁻³, Víctor Martínez Cortes²

1. Departamento de Microbiología y Parasitología, Escuela de Biología - Universidad de Panamá.

2. Centro para Investigaciones y Respuestas en Ofidiología (CEREO), Escuela de Biología - Universidad de Panamá.

3. Departamento de Zoología, Escuela de Biología – Universidad de Panamá.

E-mail: toxogondii@gmail.com

RESUMEN

En este estudio descriptivo, investigamos los protozoos gastrointestinales en 47 ejemplares de *Bothrops asper* (22 hembras y 25 machos); obteniendo 39 de los ejemplares infectados (83%); 16 hembras (73%) y 23 machos (92%). El sarcodino más frecuente es *Entamoeba invadens*, 18 ejemplares (38%) lo presentaron. Se confirmó la presencia de los siguientes 6 flagelados diferentes: *Enteromonas* sp. (34%), *Chilomastix* sp. (25%), *Retortamonas* sp. (25%), *Giardia* sp. (15%), *Pentatricomonas* sp. (2%), y *Frenzelina* sp. (2%). A los "coccidios" *Cryptosporidium*, *Caryospora*, *Cyclospora* e *Eimeria* los registramos en 7 machos (28%) y 4 hembras (18%), siendo el índice por esta parasitosis 23% en la población total. En los ejemplares parasitados, 25% presentaron poli parasitismo, es decir, estaban infectados por 4 o más géneros de parásitos; 36% menos de 4; y 19% por 1 género. En relación a parasitosis por zonas geográficas y provincias (primer dígito para la zona y el segundo para cada provincia), la zona/provincia 4/8 presentó el mayor índice de ocurrencia (23%); las zonas/provincias 4/5 y 3/7, 17% respectivamente; y 11% en la zona/provincia 3/6. Los menores índices registrados corresponden a las zonas/provincias: 2/4 (4%) y 2/9 (8%).

PALABRAS CLAVES

Protozoos, *Bothrops*, parásitos, flagelados, coccidios

ABSTRACT

In this descriptive study, we investigate gastrointestinal protozoa in 47 *Bothrops asper* (22 females and 25 males) and found 39 positive (83%), 16 females (73%) and 23 males (92%). Positive for *Entamoeba invadens* were 18 specimens (38%), the most frequent protozoan found. In addition, we found the following six flagellates; *Enteromonas* sp. (34%), *Chilomastix* sp. (25%), *Retortamonas* sp. (25%), *Giardia* sp. (15%), *Pentatrichomonas* sp. (2%), and *Frenzelina* sp. (2%). The "coccidian" *Cryptosporidium*, *Caryospora*, *Cyclospora*, and *Eimeria* was confirmed in 7 males (28%) and 4 females (18%), total index for this parasitizes in this population was 23%. In parasitized specimens, 25% had polyparasitism (infected by 4 or more parasite genera); 36% less than 4, and 19% of 1 genus. In relation to the parasites per zone, 4/8 showed the highest level of occurrence (23%), 4/5 and 3/7, 17% each; and 3/6 11%. Finally, 2/9 (8%) and 2/4 (4%) have the lowest index registered.

KEYWORDS

Protozoos, *Bothrops*, parasites, flagellates, coccidian

INTRODUCCIÓN

Los reptiles son utilizados como modelos en investigaciones biomédicas para conocer sobre fisiología cardiovascular, toxicología ambiental, biología evolutiva y reproductiva, enfermedades transmitidas por vectores, y por otros parásitos; también como fuente para la obtención de venenos (serpientes), lo cual impacta en medicina humana. Estos vertebrados se encuentran disponibles a través de programas para cría en cautividad o mediante la captura de ejemplares silvestres. Los representantes del primer grupo suelen estar libres de parásitos, los últimos pueden albergar amplia gama de organismos tanto comensales como parásitos. Por lo tanto, las personas involucradas en el cuidado y/o uso de reptiles en biomédica, investigación, y enseñanza deben estar familiarizados con la fauna parasitaria de estos animales (Baker, 2007).

Ningún otro hospedero como los anfibios y reptiles, ofrecen las ventajas de manipulación experimental en el campo y laboratorio, u otros hábitats. Estas ventajas han permitido a los parasitólogos y

ecologistas utilizar sistemas reptil-parásito como modelos para enseñar parasitología (Smyth & Smyth, 1980).

Luego de la revisión bibliográfica, podemos asegurar que para Panamá se tienen escasos registros sobre las especies que parasitan habitualmente los ofidios o serpientes silvestres. Reconociendo esta deficiencia, decidimos realizar una investigación que nos permitiera determinar la presencia de protozoos gastrointestinales en las *Bothrops asper* mantenidas en el Centro para Investigaciones y Respuestas en Ofidiología (CEREO), ubicado en la Escuela de Biología, Facultad de Ciencias Naturales Exactas y Tecnología de la Universidad de Panamá.

MATERIALES Y MÉTODOS

Recolección de especímenes

Estos ejemplares provienen de algunas de las zonas/provincias en las que el ofidiólogo Víctor Martínez Cortés dividió el país (no publicado). Primer dígito corresponde a la zona, y el segundo a la correspondiente provincia.

Zona 1: Bocas de Toro (1), la vertiente del Caribe en Veraguas (9), Colón (3), Guna Yala, San Blas (10), y norte de Darién (5).

Zona 2: Chiriquí (4), y vertiente del Pacífico en Veraguas (9).

Zona 3: Los Santos (7), Herrera (6), y Coclé (2).

Zona 4: Panamá (8), y vertiente del Pacífico en Darién (5).

Los especímenes empleados en nuestra investigación provenían específicamente de las siguientes zonas/provincias: 4/8 Panamá, 4/5 Darién, 3/7 Los Santos, 3/6 Herrera, 2/9 Veraguas y 2/4 Chiriquí.

Todos los ejemplares atrapados en campo (información de ingreso en la correspondiente etiqueta adherida a cada caja), son mantenidos vivos en el serpentario del CEREO; en caso de fallecimiento son mantenidos en congelación, y la etiqueta en los archivos para este fin. Todos los ejemplares, según tamaño, son alimentados con ratas y ratones (neo natos, juveniles, y adultos) suministrados por el Bioterio de la Universidad de Panamá.

En el presente estudio algunos ejemplares de *B. asper* que Urriola & Mack utilizaron en su tesis 2010 (sin publicar), también fueron investigados con el objetivo de determinar únicamente protozoarios.

Recolección y análisis de muestras

Las deposiciones fueron recolectadas semanalmente con ayuda de una paleta de madera y colocadas en envases plásticos de boca ancha y tapa rosca. Las *Bothrops asper* son mantenidas en cajas de plástico con tapadera y orificios para aireación; en cada etiqueta, adherida a la caja, esta consignada la codificación estándar para cada espécimen. Para cada muestra recolectada se adicionó información sobre el estado físico de la deposición al momento de la recolección, fecha, datos del ejemplar (talla y peso) y el nombre del recolector. Las muestras obtenidas fueron preservadas en formalina 7 % (Hendrix & Robinson, 2012; Zajac & Conboy 2012).

Montaje Directo

Con palillos de madera se coloca una pequeña cantidad de la muestra ya preservada sobre una gota de la solución de MIF (mertiolate – yodo- formalina); lugol o solución salina, homogenizándola y cubriéndola con un cubre objetos, evitando la formación de burbujas para su posterior observación al microscopio.

Técnica de Willys Molloy

Se mezcló 1 g de materia fecal con 3 - 5 ml de solución saturada de cloruro de sodio homogenizando vigorosamente con ayuda de un vórtex, luego se rellenó con la misma solución hasta el borde del tubo formando un menisco invertido y se colocó sobre este un cubreobjeto durante 10 a 15 minutos. Pasado este tiempo, el cubreobjeto es colocado sobre una gota de solución de lugol para su observación directa al microscopio (Zajac & Conboy, 2012).

Tinción de Ziehl-Neelsen modificada para *Cryptosporidium*, *Cyclospora* e *Isospora* (Método de Kinyoun).

La materia fecal de los especímenes sospechosos de presencia de coccidios fueron extendidas en porta-objetos, en un área de aproximadamente 1.5 cm de diámetro; dejando secar la preparación y posteriormente fijándola con metanol por 10 minutos. La coloración se

realizó con carbol-fucsina concentrada por 20 minutos, y lavábamos 2 minutos con agua corriente. Decolorábamos con ácido sulfúrico 7%, para lavar durante 2 minutos con agua corriente. El colorante de contraste fue verde de malaquita 5% por 2 minutos. Finalmente lavábamos con agua corriente durante 1 minuto y secábamos a temperatura ambiente antes de observar al microscopio (Botero, 1998).

Tinción con Giemsa

Pre coloración: Sumergíamos durante 1 segundo en azul de metileno fosfatado y escurriamos sobre papel toalla, secándolos en posición vertical.

Para la coloración colocábamos invertido al porta-objetos con la muestra de heces, encima de una superficie cóncava. Se desliza solución acuosa de Giemsa recién preparada por debajo del portaobjetos, hasta que se llena todo el espacio. Dejamos actuar el colorante entre 6 a 10 minutos y se aclaró con agua corriente. Se dejó secar en posición vertical y se observó al microscopio (Hendrix & Robinson, 2012; Zajac & Conboy, 2012).

RESULTADOS

De 47 ejemplares de *Bothrops asper* estudiados, el 83% (39 ejemplares) se encontraban parasitados por diversos protozoos. De ese total parasitado, 73% (16 ejemplares) de las 22 hembras y 93% (23 ejemplares) de los 25 machos, y solo 17% de la población no presentó parasitismo (Fig. 1).

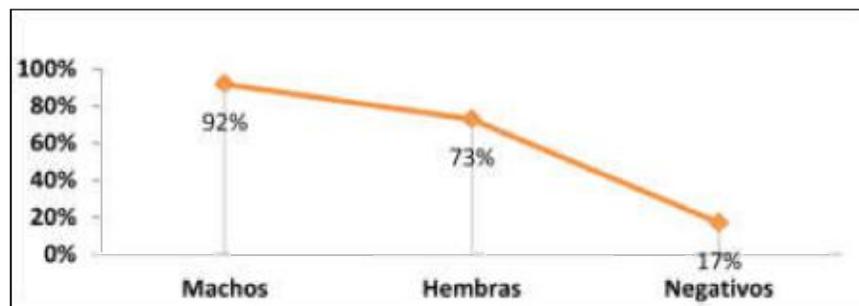


Fig. 1 Porcentaje de parasitosis en población de *Bothrops asper* mantenidas en cautiverio en el Centro de Investigaciones y Respuestas en Ofidiología (CEREO).

De las 22 hembras estudiadas, 6 eran sub adultas, y 5 de ellas (83%) resultaron parasitadas. La hembra sub adulta no parasitada equivale al 17%. De las 16 hembras adultas examinadas, 11 se encontraron parasitadas (69%) y 5 resultaron negativas (31%) (Fig. 3).

De los 25 machos de *B. asper* examinados, 7 eran sub adultos, 6 de ellos estaban parasitados (86%). El macho sub adulto que resultó negativo representa 14%. De los 18 machos adultos, 17 estaban parasitados (94%). El ejemplar macho adulto no parasitado representa 6% (Fig. 3).

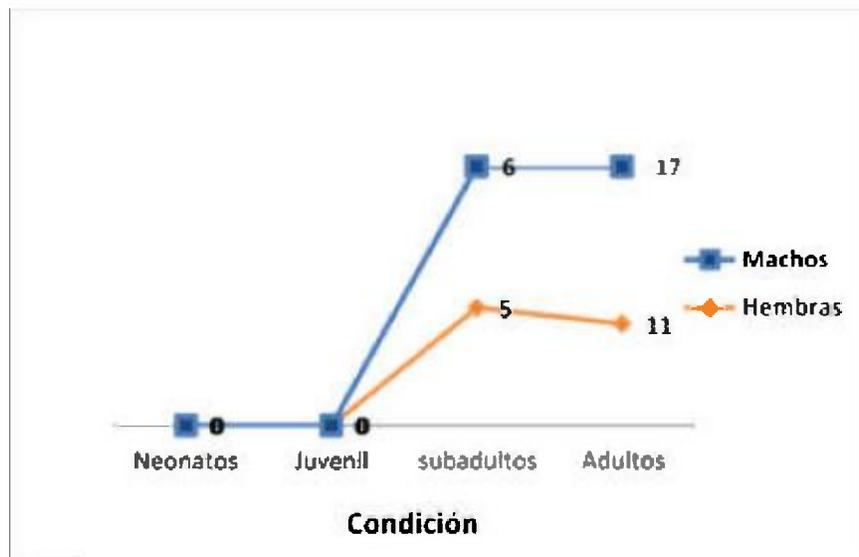


Fig. 3 Parasitosis en ejemplares de *B. asper* según su condición.

La zona geográfica 4/8 presentó el mayor índice de ocurrencia (23%); para las zonas 4/5 y 3/7 registramos 17% respectivamente; y para la zona 3/6 el índice fue 11%. Los menores índices registrados corresponden a las zonas 2/9 con 8%, y la zona 2/4 presenta 4%. Fig. 4.

Entamoeba invadens resultó ser el parásito más frecuente (18 ejemplares positivos) representando el 38% de la población total. *Entamoeba* sp., y *Entamoeba hartmanni* fueron registradas parasitando

13 ejemplares (28%). Del grupo flagelados *Chilomastix* sp., fue registrado en 12 ejemplares lo que equivale al 26% de la población total en estudio.

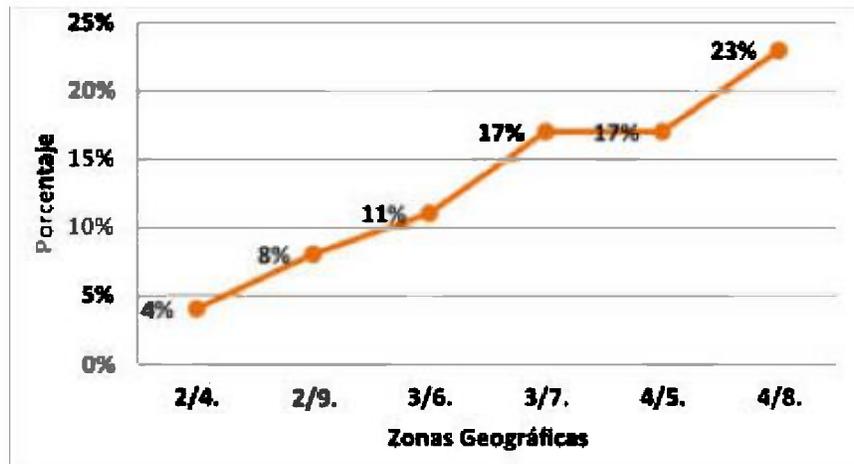


Fig. 4 Comparación del porcentaje de parasitismo en *B. asper* según la zona geográfica de República de Panamá donde fue capturada.

2/4 Chiriquí; 2/9 Veraguas; 3/6 Herrera; 3/7; Los santos 4/5; Darién; 4/8 Panamá.

Por su parte, *Enteromonas* sp. se presentó en 34% de la población. *Giardia* sp. se encontró parasitando 15% de la población (7ejemplares). Mientras que 26% (12 ejemplares) de la población total estaba parasitada por *Retortamonas* sp., *Pentatricomonas* sp., y *Frenzelina* sp., presentándose en un solo representando un 2% de la población estudiada. Figura 2.

Los “coccidios” (*Cryptosporidium*, *Caryospora*, *Cyclospora*, y *Eimeria*) los registramos en 23% de la población. *Eimeria* sp. y *Caryospora* sp. fueron reportadas en un solo ejemplar, representando solo el 2% de la población analizada. Por su parte, *Isospora* sp. fue encontrada parasitando el 20% de la población total. Figura 2.

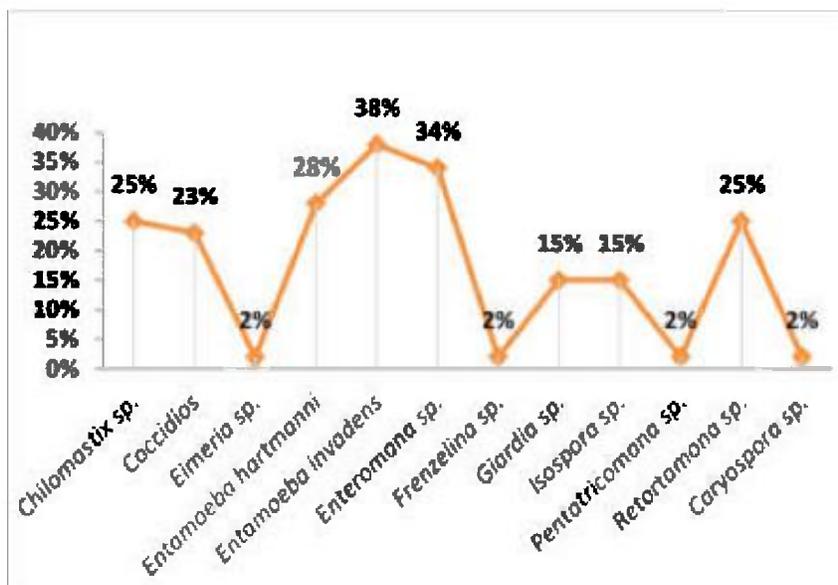


Fig. 2 Espectro parasitario en ejemplares de *Botrops asper* mantenidas en cautiverio en el Centro de Investigaciones y Respuestas en Ofidiología (CEREO).

El 26% de la población presentó poli parasitismo, es decir infección por miembros de 4 o más géneros parasitarios; 36% con menos de 4 géneros; y mono parasitismo en solo el 19% de la población estudiada.

DISCUSIÓN

Estudios realizados por Urriola y Mack (2010) con 70 ejemplares de *Bothrops asper* mantenidas también en la Cuarentena del CEREO les permitieron reportar 40 ejemplares parasitados, de los cuales el porcentaje por *Entamoeba* sp., fue 20%; y por coccidios 17%. Contrario a lo reportado por Urriola y Mack, en nuestro estudio el parasitismo por *Entamoeba* fue mayor: 38% por *E. invadens* y 23% por *E. hartmanni*. También para coccidios, registraron mayor porcentaje (23%).

Johnstone (1998) considera que el parasitismo es el trastorno más común en el sistema digestivo de reptiles, y que los protozoos son únicos entre estos parásitos ya que se multiplican de manera que pueden abrumarlos. Nosotros lo hemos podido comprobar, ya que los protozoos están presentes en 39 de los 47 ejemplares utilizados en nuestro estudio. Este autor reporta que los especímenes más susceptibles son los juveniles y adultos, cuyo sistema inmune ha sido comprometido de alguna manera. Nuestros resultados corroboran lo relativo a la población de adultos, ya que encontramos 69% de hembras adultas parasitadas, y en machos adultos el 95% presentaban algún tipo de parasitosis.

Entamoeba invadens fue el parásito con mayor incidencia, ya que dio positivo en 38% de la población. Barnard & Upton (1994) consideran a este parásito como de mayor importancia clínica ya que infecta a quelonios y serpientes, lo que hemos podido comprobar en la población de *B. asper* utilizada en esta investigación. El estudio de Urriola & Mack (2010, no publicado) demuestra que la infección por *Chilomastix* sp., fue de 3 %; sin embargo nosotros encontramos que *Chilomastix* sp., parasitaba 25% de la población total; por lo tanto, consideramos que este parásito ha incrementado su presencia en la población de *B. asper* mantenida en el CEREO.

Registramos que *Enteromonas* sp. estuvo presente tanto en 8 machos como 8 hembras, lo cual representa 34% de la población total; mientras que *Retortamonas* sp. obtuvo prevalencia de 25% lo que es comparable con estudios realizados por Keymer (1981), cuando informó sobre diferentes flagelados. Por su parte, Baker (2007) concluye que estos flagelados registrados para reptiles son morfológicamente similares a los observados en otros vertebrados. *Giardia* sp. se encontró en 15% de la población total, y pensamos que pudo ser adquirida mediante los roedores utilizados para la alimentación. Urquhart (1996) menciona a *Giardia* sp., que ha sido reportada en animales tanto silvestres como domésticos.

Pentatricomona sp. no ha sido reportada en reptiles por otros investigadores, sin embargo resulta interesante que hayamos obtenido prevalencia del 4% en la población utilizada para esta investigación.

Mcallister *et al.* (1995) realizaron estudios con 435 miembros de las familias Leptotyphlopidae, Colubridae, Elapidae, y Viperidae colectados en distintas localidades de Arkansas, Nuevo México; Oklahoma y Texas, logrando positivos por coccidios. Oppliger (1996) por su parte, al realizar estudios con serpientes, reportó la presencia de coccidios en ellas. Nosotros también hemos confirmado que los siguientes coccidios (*Cryptosporidium*, *Caryospora*, *Cyclospora*, y *Eimeria*) están presentes en 23% de la población total estudiada.

En la presente investigación el sporozoo *Eimeria* sp. se encontró presente en 4% de la población estudiada, mientras que estudios realizados por O'Donoghue (1995), y Brownstein *et al.* (1972), al evaluar 50 animales para detectar la presencia de esporozoos, determinaron al género *Cryptosporidium* spp., en 73 y 89% de la población estudiada. Según Fayer (2004) y Arcay & Bruzual (1993) *Cryptosporidium* sp. ha sido identificado en diferentes hospedadores, incluyendo mamíferos, aves, reptiles y peces; inclusive en el sistema respiratorio de aves. Otros autores que han realizado reportes de coccidios en reptiles son Asmundsson *et al.* (2001) el cual describió para Ecuador a tres nuevas especies de *Eimeria* y dos de *Isospora*. Telford (1973) para Panamá, reportó 8 especies de coccidios parasitando saurios; y Seville *et al.* (2005), describe para Guatemala las 6 siguientes especies: *Caryospora bothriechis*, *C. coniophanis*, *C. conophae*, *C. guatemalensis*, *C. mayorum*, y *C. zacapensis*. Nosotros reportamos un 2% de la población parasitada por *Caryospora* sp.

REFERENCIAS

- Arcay, L. & E. Bruzual. 1993. *Cryptosporidium* en ríos de Venezuela. Encuesta Epidemiológica de una población humana y fauna en convivencia. *Parasitología al Día*. 17: 11 -18.
- Asmundsson, I.M., S.J. Upton & P.S. Liberado. 2001. Cinco nuevas especies de coccidios (Apicomplexa: Eimeriidae) de serpientes colúbridos del Ecuador. *J. Parasitol.* 87(5):1077-81.
- Baker, D.G. 2007. *Flynn's Parasites of Laboratory Animals*. 2a Ed. Blackwell Pub. 840 pp.

Barnard, S.M. & S.J. Upton. 1994. *A Veterinary Guide to the Parasites of Reptiles*. Vol.1. *Protozoa*. Krieger Pub. Co. Malabar, FL. 154 pp.

Botero, D. 1998. *Parasitosis Humana. 3a Ed.* CIB. Medellin. Colombia. 462 pp.

Brownstein, D.G., J.D. Standberg, R.J. Montali, M. Bush & J. Fortner. 1972. *Cryptosporidium* in snakes with hypertrophic gastritis. *Vet. Pathol.* 14:606–617.

Fayer, R. 2004. *Cryptosporidium*: A water-borne zoonotic parasite. *Vet. Parasitol.* 126:37-56.

Hendrix Ch. & Robinson E. 2012. *Diagnostic Parasitology for Veterinary Technicians*. 4ed. Elsevier Inc. 392 pp.

Johnstone, C. 1998. *Parasites and parasitic diseases of domestic animals*. Edu. Univ. Penn. (on line book).

Keymer, I.F. 1981. Protozoa, En: *Diseases of the Reptilia*. Vol. 1. Cooper J. E. & Jackson O.F. (Eds.) Acad. Press, London. Pp. 233–290.

Mcallister, C.T., S.J. Upton, S.E.T. Dixon Jr. 1995. Coccidian parasites (Apicomplexa) from snakes in the Southcentral and Southwestern United States: New host and geographic records. *J. Parasitol.* 81(1): 63-68.

O'Donoghue, P.J. 1995. *Cryptosporidium* and cryptosporidiosis in man and animals. *J. Parasitol.* 25:139-195.

Oppliger, A., M.L. Celerier & J. Clobert. 1996. Physiological and behavioral changes in common lizards parasitized by hemogregarines. *J. Parasitol.* 113:433–438.

Seville, R.S., I.M. Asmundsson & J.A. Campbell. 2005. Descriptions of six new species of *Caryospora* (Apicomplexa: Eimeriidae) from Guatemalan snakes (Serpentes: Colubridae and Viperidae). *J. Parasitol.* 91(6):1452-1458.

Smyth, J. & M. Smyth. 1980. Frogs as host-parasite systems I. An introduction to parasitology through the parasites of *Rana temporaria*, *R. esculenta* and *R. pipiens*. MacMillan Press, London. 112 pp.

Telford Jr., S.R. 1973. The malarial parasites of *Anolis* species (Sauria: Iguanidae) in Panama. *Int. J. Parasitol.* 4(1):91-102.

Urquhart, G.M., J. Armour & J.L. Duncan. 1996. *Veterinary Parasitology*. 2ed. Blackwell Pub. 110 pp.

Urriola, Y. & M. Mack. 2010. Parasitismo digestivo y sanguíneo en las *Bothrops asper ingresadas* a la Cuarentena para ofidios en la Universidad de Panamá. Tesis de grado para Licenciatura. 110 pp.

Zajac A. & Conboy G. 2012. *Veterinary Clinical Parasitology*. 8ed. Willey-Blackwell Pub. 354 pp.

Recibido febrero de 2017, aceptado mayo de 2017.



ENEMIGOS NATURALES DE ESTADIOS INMADUROS DE *Methona confusa* BUTLER, 1873 (LEPIDOPTERA: NYMPHALIDAE) EN CERRO AZUL, PANAMÁ

¹Alonso Santos Murgas; ²Jean Carlos Abrego L.; ³Raul E. Carranza B; ⁴Luis A. Jaén; ⁵Roberto Szobotka C.

¹Universidad de Panamá; Vicerrectoría de Investigación y Postgrado, Programa de Doctorado en Ciencias Naturales con Énfasis en Entomología (Estudiante-Becario: SENACYT). Facultad de Ciencias Naturales Exactas y Tecnología, Museo de Invertebrados G. B. Fairchild, Departamento de Zoología. Programa Centroamericano de Maestría en Entomología. ²Estudiante de la Universidad de Panamá, Facultad de Ciencias Naturales Exactas y Tecnología, Escuela de Biología. ³Departamento de Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias Naturales Exactas y Tecnología, Universidad de Panamá. ⁴Departamento de Genética y Biología Molecular ⁵Propietario Finca Kevin, Monte Fresco, Cerro Azul, Panamá
E-mail: alonso.santos@up.ac.pa/ santosmurgasa@gmail.com

RESUMEN

Por primera vez se reportan los enemigos naturales de los estadios inmaduros de la mariposa *Methona confusa* Butler, 1873 (Nymphalidae); mediante un monitoreo de ocho años continuos en Monte Fresco, colindante con Residencial Las Nubes, Cerro Azul, Provincia de Panamá, Panamá. Mediante observaciones biológicas y ecológicas en *Brunfelsia grandiflora* (Solanaceae), planta hospedero natural de *Methona confusa* se reconocieron sus enemigos naturales: los huevos son depredados por las hormigas *Camponotus senex* (Fr. Smith 1858); los estadios larvales son atacados por el ave *Turdus grayi* Bonaparte, 1838 "la casca" en el campo, y en condiciones de laboratorio la hormiga *Tapinoma melanocephalum* Fabricius, 1793 ataca a las larvas. El estadio de pupa atacado por avispas parasitoides del género *Euplectrus* sp (Eulophidae) y por hongos entomopatógenos del género *Penicillium* sp. (Cordycypitaceae). Consideramos que estos enemigos naturales son la causa del decrecimiento de las poblaciones silvestres de *M. confusa*. El ciclo biológico de *Methona confusa* dura aproximadamente \pm 45 días, desde la eclosión de los huevos hasta la emergencia de los adultos.

PALABRAS CLAVES

Huevos, larvas, pupas, mariposa, parasitoide, entomopatogeno, depredadores.

NATURAL ENEMIES OF THE IMMATURE STAGES OF *Methona confusa* (LEPIDOPTERA: NYMPHALIDAE) IN CERRO AZUL, PANAMÁ.

ABSTRACT

The natural enemies of the immature stages of *Methona confusa* Butler, 1873 (Nymphalidae) are reported for the first time: consistent monitoring was carried out for eight continuous years within the forests of Monte Fresco, adjacent to the Forest at Residencias Las Nubes, Cerro Azul, Province of Panama, Panama, by means of biological and ecological observations in plants of *Brunfelsia grandiflora*, natural host of the *Methona confusa* butterfly. Their natural enemies are, in the eggs of *M. confusa* we report the predation by the ants *Camponotus senex* (Fr. Smith 1858); In larval stages, the ant *Tapinoma melanocephalum* Fabricius, 1793 attacks larvae under laboratory conditions and the bird *Turdus grayi* Bonaparte, 1838 "clay-colored robin" in the field. In the pupa stage, the parasitoid wasp of the genus *Euplectrus* sp. and the fungus, entomopathogenic of the genus *Penicillium* sp. (Cordycypitaceae). We consider that these natural enemies are the cause of the decrease of the natural populations of the butterfly. The biological cycle of *Methona confusa* lasts approximately ± 45 days, from the hatching of the eggs to the emergence of adults

KEYWORDS

Eggs, larvae, pupae, butterfly, parasitoid, entomopathogen, predators.

INTRODUCCIÓN

Las mariposas (Lepidoptera) son consideradas como el segundo orden más abundante de la Clase Insecta y altamente diversificada en el reino animal y en los ecosistemas terrestres. Se ha utilizado extensamente el término mariposas para designar aquellas especies que vuelan de día y se caracterizan por tener las antenas terminadas en una clava. Las llamadas polillas o mariposas nocturnas son las especies que en su mayoría vuelan de noche y se caracterizan por tener las antenas de forma muy variada. Se calcula que existen unas 255,000 especies de lepidópteros a nivel mundial de las cuales unas 20,000 son mariposas diurnas (López, 2007). La familia Nymphalidae (Lepidoptera:

Papilionoidea) contiene unas 7250 especies, siendo la familia más diversa de mariposas diurnas, y aproximadamente 42% de ellas son Neotropicales (García-Robledo *et al.* 2002).

Las mariposas diurnas se han usado como indicadores del estado de conservación de ecosistemas y de diversidad de otros grupos biológicos debido a que tienen ciclos de vida cortos (DeVries *et al.* 1999). Las mariposas son reconocidas como un grupo bioindicador ecológico valioso por su abundancia, facilidad de encuentro y manejo en campo, por su estabilidad espacio-temporal y porque se trata de un grupo taxonómico bien estudiado (Brown, 1991; Kremen 1991).

La biología del género *Methona* Doubleday, 1847 (Nymphalidae: Danainae) es muy poco conocida, con siete especies neotropicales distribuidas en América del Sur (Brasil, Ecuador, Perú, Argentina, Venezuela, Colombia); y en Panamá donde (Lamas, 2004) reportó dos subespecies de *M. confusa* Butler, 1873. En Panamá solo se ha reportado *Methona confusa*; sus especímenes provienen de la provincia de Panamá y se encuentran depositados en la Colección del Museo de Invertebrados G. B. Fairchild, de la Universidad de Panamá.

En el presente trabajo se dan a conocer algunos enemigos naturales de los estadios inmaduros de la mariposa *Methona confusa*, observaciones sobre su ciclo biológico, distribución, y comportamiento de apareamiento.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó un monitoreo dentro de los reductos de bosques en Monte Fresco, colindante con el bosque en Residencial Las Nubes, Cerro Azul, Corregimiento de La 24 de diciembre, Distrito de Panamá, Provincia de Panamá, Panamá, cuyas coordenadas son: N 09°09'33.4" W 79° 25'01.9", Fig. 1. Se realizaron observaciones biológicas y ecológicas en un lapso de 8 años (2009-2016), irregularmente durante los 12 meses del año.

Con apoyo de un geoposicionador GARMIN GPS MAP 62s se registraron las coordenadas geográficas del sitio de muestreo. En un transecto de 1 km se muestreo y se registró las siguientes informaciones: presencia de estadios inmaduros y adultos de la mariposa *Methona confusa* Butler, y de plantas de *Brunfelsia grandiflora* (Solanaceae) con oviposiciones por la mariposa. Se revisaron todas las plantas de *B. grandiflora* encontradas en este transecto para detectar los estadios inmaduros de *M. confusa* y reconocer la presencia de parasitoides, depredadores y si presentaban infección visible por patógenos (hongos, bacterias). Se realizaron colectas de huevos y larvas que se transportaron a la Universidad de Panamá para darle seguimiento diario en el laboratorio. Se registraron el número de días que duró cada estadio, número de individuos que pasaron al siguiente estadio y sus hábitos de alimentación. Todas las larvas de cada cohorte que llegaron al estadio de pupa fueron encerradas en cámaras de eclosión para obtener adultos.



Fig. 1 Mapa y coordenadas del sitio de estudio de *Methona confusa*.

Se hizo uso de la metodología de tablas de vida agrupados por estadios con decrementos simples (Carey, 1993). se estimó la supervivencia para cada estadio (huevo, larva, pupa, adulto), en el caso de la larva, se

estimó el periodo que duró cada estadio larval (larva 1, 2, 3 y pre-pupa). La tabla de vida se determinó a partir de 127 huevos correspondientes a 4 cohortes, colectados 26-28 de noviembre de 2016. Las larvas se alimentaron con hojas de *Brumfelsia grandiflora*. Se tomó en cuenta el número de las oviposición y el número de huevos por oviposición (Cuadros 1 y 2) (Fig. 2 a-d) y (Fig. 3 a-c).

Cuadro 1. Tabla de vida de valores promedio para los estadios inmaduros de *Methona confusa*

Estadio	Nº. Ind. (nx)	lx	dx	% dx	% do
Huevo	127	0.00	18	14.17	14.17
Larva 1	109	0.85	34	31.19	26.77
Larva 2	75	0.68	7	9.33	5.51
Larva 3	68	0.90	7	10.29	5.51
Prepupa	61	0.89	11	18.03	8.66
Pupa	50	0.81	14	28	11.02
Adulto	36	0.72	0	0.00	0.00

Nx. Número de individuos al inicio; lx. Proporción de individuos que sobreviven. Dx. Muertes; % dx. Porcentaje de individuos muertos; % do. Porcentaje de individuos muertos en la generación

El aislamiento del hongo se realizó con una pupa de *M. confusa* que fue atacada en las cámaras de eclosión dentro del laboratorio, se tomó un pequeño segmento de hifa que se siembra en medio PDA más ácido tartárico 10% (Walker & White, 2005). La caracterización microscópica del hongo presente en el estadio de pupa de *M. confusa* se realizó mediante microscopia utilizando la técnica convencional de la cinta adhesiva (Koneman, 1997; Campbell, 1996). Luego de la caracterización microscópica, las cepas aisladas se identificaron a nivel de género; utilizando la clave de identificación de Barnett & Hunter (1999).

Cuadro 2. Duración promedio en días de los distintos estadios de desarrollo desde huevos hasta el adulto de *Methona confusa*.

Estadio	N° de individuos	Días	Duración	Supervivencia
Huevo	127	6	6	109
Larva 1	109	4	10	75
Larva 2	75	4	14	68
Larva 3	68	11	25	61
Prepupa	61	2	27	50
Pupa	50	18	45	36
Emergencia	36	-	$\Sigma= 45$	36

El Cuadro 2 muestra el número de individuos que sobrevivían en cada estadio y el número de días que duro cada estadio inmaduro. Los adultos emergieron en unos 45 días, en hora de la mañana.

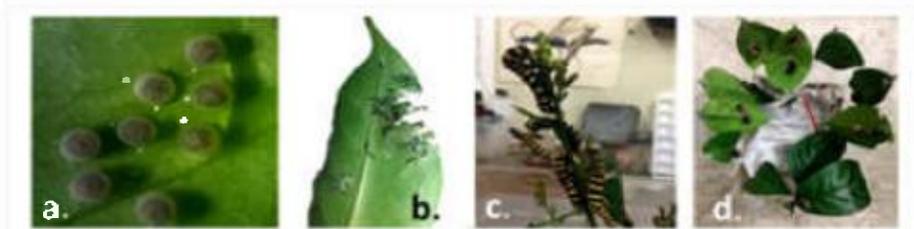


Fig. 2 a. Huevos de *M. Confusa*; b. Herbivoria larva 1; c. Herbivoria larvas 3; d. Pre-pupas en laboratorio



Fig. 3 a. Larvas; b. *M. confusa* eclosionando en laboratorio; c. *M. confusa* (♀) recién eclosionada

RESULTADOS

Mediante muestreo de 8 años (2009-2016) se efectuaron observaciones ecológicas y biológicas de *Methona confusa* en nueve individuos de *Brumfelsia grandiflora* (planta hospedera) dentro de un transecto de 1 km en Monte Fresco, Cerro Azul.

Las hembras de *Methona confusa* ovipositan en el envés de hojas de *Brumfelsia grandiflora* grupos de 25 a 40 huevos, y se contabilizó 35 oviposturas durante los 8 años de observaciones (Fig. 4 a-d). En una hora emergen de los huevos las larvas, inician su alimentación en forma voraz alcanzando el margen de la hoja e inclusive hasta llegar a la base de la misma, devorándola casi en su totalidad. Los estadios larvales I y II duran aproximadamente 4 días cada uno; la larva III dura unos 11 días, y es el estadio que más consume material vegetal. Ya que las larvas devoran casi en su totalidad las hojas de *B. grandiflora* hemos observado que en la mayoría de los individuos de *M. confusa* pupan en el envés de hojas de otras plantas que no son *B. grandiflora*; también pupan sobre troncos y hasta estructuras de concreto cercanas a *B. grandiflora*. La pupación puede llevarse a cabo de modo individual o en pequeños grupos de dos a tres pupas. La pre-pupa dura aproximadamente dos a tres días y la pupa dura 18 días aproximadamente (Fig. 5 a-h).



Fig. 4 a. Copula de *M. confusa*; b-c. Oviposición; d. Huevos de *M. confusa*

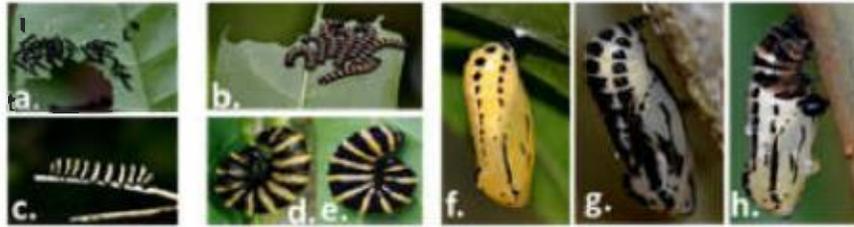


Fig. 5 a. Larva 1 de *M. confusa*; b. Larva 2; c. Larva 3; d. Pre-pupa laboratorio; e. Pre-pupa campo; f. Pupa final; h. Pupa incompleta

Los estadios más críticos en el ciclo de vida de *Methona confusa* fueron los estadios de larva 1 y de pupa; ya que la mortalidad para cada estadio fue de 31.19% y 28.0% respectivamente. La etapa de larva 1 presenta una baja sobrevivencia por ataques de la hormiga *Tapinoma melanocephalum* Fabricius, 1793 (Formicidae: Hymenoptera) que ataca a las larvas en el laboratorio y depredación de aves de la especie *Turdus grayi* Bonaparte, 1838 (Turdidae: Passeriformes) observadas en campo y en larvas colocadas en áreas abiertas, dentro del campus central de Universidad de Panamá.

Se observó a hormigas de la especie *Camponotus senex* (Formicidae: Hymenoptera) alimentándose de los huevos de *M. confusa*. En el estadio de prepupa de *M. confusa*, la hormiga *Tapinoma melanocephalum* Fabricius, 1793 (Formicidae: Hymenoptera) ocasionó lesiones graves en el tegumento de las larvas, causando la muerte de varios individuos (Fig. 6 a-c y 7 a-b).



Fig. 6 a. Larva 3 atacada por *Tapinoma melanocephalum*; b-c. Pre-pupa atacada por *T. melanocephalum*



Fig. 7 a. Huevos depredados por la hormiga *Camponotus senex*; b. *C. senex* con restos de huevo de *M. confusa* en sus mandíbulas



Fig. 8 a. Pupa inicial de *M. confusa* siendo parasitada por *Euplectrus* sp. b. Pupa final de *M. confusa* siendo parasitada por *Euplectrus* sp.; c. *Euplectrus* sp. introduciendo aguijón en la pupa de *M. confusa*

El estadio de pupa presentó una declinación de la población por parasitismo de la avispa del género *Euplectrus* sp. (Eulophidae: Hymenoptera) (Fig. 8 a-c).

El estadio de pupa presentó una declinación de la población por parasitismo de la avispa del género *Euplectrus* sp. (Eulophidae: Hymenoptera). Se demostró la afectación por el hongo del género *Penicillium* sp. (Cordycypitaceae) durante la crianza de *M. confusa* en laboratorio y también de especímenes en el campo (Fig. 9 a-d).

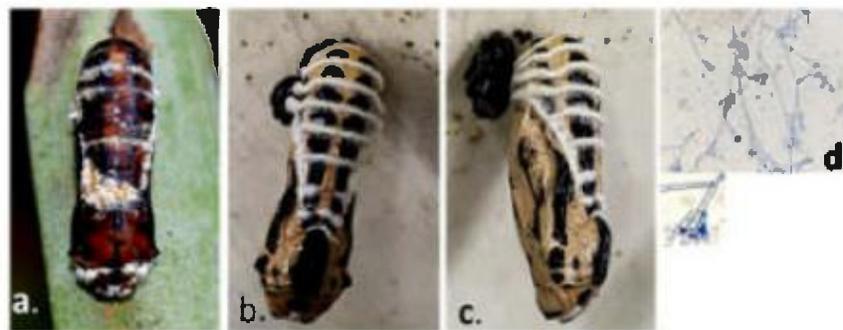


Fig. 9 a. Pupa frontal de *M. confusa* siendo parasitada por el hongo *Penicillium* sp. en campo; b. Pupa frontal de *M. confusa* siendo parasitada por el hongo *Penicillium* sp. en laboratorio; c. Pupa lateral de *M. confusa* siendo parasitada por el hongo *Penicillium* sp. en laboratorio; d. Vista microscópica 40X de la conidias y conidióforos de *Penicillium* sp.

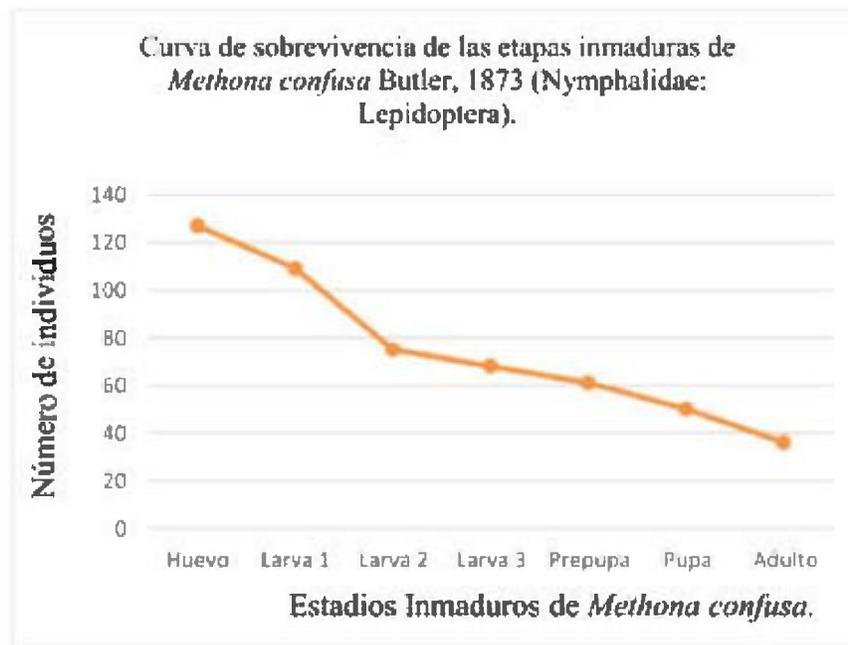


Fig. 10. Curva de sobrevivencia de las etapas inmaduras de *Methona confusa* (Nymphalidae: Lepidoptera). La figura 10 muestra la tabla de vida, en donde se observa la sobrevivencia de *M. confusa* durante sus estadios de desarrollo.

DISCUSIÓN

La mariposa *Methona confusa* tiene como hospedero natural de sus estadios inmaduros a la planta *Brunfelsia grandiflora* (Hill & Tipan, 2008). La hembra de *M. confusa* coloca los huevos en el envés de la hoja en grupos de unos 25-40 huevos. Los tres estadios larvarios se alimentan de manera voraz defoliando por completo a las *B. grandiflora* en que se encontraban y migran entonces a otras ramas para consumir las hojas, las cuales tardaron 19-20 días para pasar a la pre-pupa. En prepupa tienen una coloración blanquecina con pequeñas manchas oscuras (Hill & Tipan, 2008) y se observó que se movían a hojas enteras no defoliadas para luego pasar al estado de pupas solitarias. El ciclo biológico de *Methona confusa* dura aproximadamente unos 45 días, desde la eclosión de los huevos hasta

las emergencias de los adultos, siendo el estadio de larva I y pupa, los de mayor mortalidad por la depredación, parasitismo e infección de un hongo.

Los enemigos naturales de *Methona confusa* difieren en sus diferentes estadios; en huevos, la hormiga *Camponotus senex* (Fr. Smith 1858) (Hymenoptera, Formicidae) es el principal depredador; en el estadio de larva la depredación en el laboratorio por la hormiga *Tapinoma melanocephalum* Fabricius, 1793 (Hymenoptera, Formicidae) ocasiona daños en el tegumento de la larva, y por el ave *Turdus grayi* Bonaparte, 1838 en observaciones de campo. Esta ave es un voraz depredador de las larvas que se encontraban en plantas de *Brunfelsia grandiflora* al aire libre.

La coloración llamativa de las larvas de *M. confusa* (Fig. 5 c) no evita que sean depredadas por *T. grayi*; tampoco se observó que fuesen regurgitadas después de ser ingeridas por *T. grayi*, lo que sugiere que las larvas no son venenosas. Quizás las larvas presenten mimetismo batesiano (habría que realizar observaciones más detalladas e investigar profundamente, para confirmar esta hipótesis).

El estadio de pupa sufre parasitismo de la avispa *Euplectrus* sp. (Hymenoptera: Eulophidae) y por un hongo del género *Penicillium* sp., los cuales no permiten que completen su ciclo de vida.

Paine (1966) afirma que hay más depredadores y parásitos en los trópicos que en cualquier otra zona, los cuales mantienen limitadas las poblaciones de sus presas a niveles tan bajos que disminuye la competencia entre las presas. Esto último permite que se agreguen más especies de presas, lo cual a su vez brinda sostén a nuevos predadores.

El presente trabajo contribuye a que se conozcan los enemigos naturales de *M. confusa*; entre los que destacan una avispa parasitoide, un hongo, y tres depredadores que atacan a los estadios inmaduros de *M. confusa*.

REFERENCIAS

Alcázar, M.D.; J. E. Belda.; P. Barranco & T. Cabello. 2000. Lucha integrada en cultivos hortícolas bajo plástico en Almería. *Vida Rural* 118: 51-55.

Aparicio, V.; M.D. Rodríguez; V. Gómez; E. Sáez; J.E. Belda; E. Casado & J. Lastres. 1995. Plagas y enfermedades del tomate en la provincia de Almería: control racional. Consejería de Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía. Sevilla: 182 pp.

Barnett, H.L. & Hunter, B.B. 1999. *Illustrated genera of imperfect fungi* (fourth edition). The American Phytopathological Society. Pilot Knob Road, St Paul, Minnesota, USA. 216.

Brown, K.S. Jr. 1991. Conservation of Neotropical paleoenvironments Insects as indicator. *The Conservation of insects and their habitats* (N.M. Collins & J.A. Thomas, eds). Press London. Pp. 349-404.

Campbell C. *Identification of Pathogenic Fungi* Madrid Public Health. Laboratory Service London. 1996. [Citado: 02 Marzo 2007] Disponible: http://www.mtas.es/insht/ntp/ntp_488.htm

Carey, J. R. 1993. *Applied demography for biologists with special emphasis on insects*. New York: Oxford University Press.

DeVries, P.J., Wallas T.R. & Greeney, H. 1999. Species diversity in spatial and temporal dimensions of fruit-feeding butterflies from two Ecuadorian rainforests. *Biol. J. Linn. Soc.*, 68: 333-353.

García-Robledo, L., M. Constantino, M. Dolores & G. Kattan. 2002. *Mariposas comunes de la cordillera Central de Colombia*. Feriva, Colombia. 130 p.

Hill, R. I.; Tipan, L. A. 2008. Description of the immature stages of *Methona confusa confusa* Butler, 1873 And *Methona curvifascia* Weymer, 1883 (Nymphalidae, Ithomiinae) From Eastern Ecuador. *J. Lepid. Soc.* 62(2), 2008, 89-98.

Kremen, C. 1991. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural Areas Monitoring. *Ecol. Appl.* 2: 203-217.

Koneman, R. 1997. *Micología Práctica de Laboratorio*. 3ra Edición. Editorial Médica Panamericana. Argentina. 47-182 pp.

Lamas, G. (ed.) (2004) *Atlas of Neotropical Lepidoptera –Checklist: Part 4A Hesperioidea – Papilionoidea*. Scientific Publishers, Gainesville, Florida.

López, R.E. 2007. *Estado actual del conocimiento de las mariposas de El Salvador*. Instituto Nacional de Biodiversidad de Costa Rica (INBIO). Santo Domingo de Heredia, Costa Rica. 63p.

Paine, R.T. 1966. Food web complexity and species diversity. *Amer. Nat.* 100: 65-75.

Walker, G. & N. White. 2005. *Introduction to fungal physiology*. pp 1-34. En: Kavanagh, K. (ed.). *Fungi: Biology and applications*. John Wiley and Sons, Chichester, UK.

Willmott, K.R. & G. Lamas. 2004. A new species of *Tithorea* (Lepidoptera: Nymphalidae: Ithomiinae) from the Chocó region of northwestern South America and Panamá. *J. N.Y. Entomol. Soc.* 112(1): 1–17.

Recibido marzo de 2017, aceptado mayo de 2017.



AN ASSESMENT OF THE ANT COMMUNITY IN A NEOTROPICAL URBAN AREA WITH DIFFERENT LEVELS OF DISTURBANCE

Josué Corrales-Moya¹ & Paul E. Hanson¹

¹ Universidad de Costa Rica. Escuela de Biología.

Email: josuecorrales@hotmail.com

ABSTRACT

Traditionally, urban areas have been described as sites inhabited by a reduced number of animal species. However, the new spaces created represent a new niche that some species take advantage of. This work characterized the ant community in four different microhabitats in an urban area of Costa Rica. Bait sampling of ants revealed a total of 22 species, 20 of which are native species. Four adjacent areas were sampled: the interior of a building, two green areas, and an ecological reserve. Comparing these four areas, the two green areas showed the greatest similarity, while the building interior was the least similar. The results suggest that urban green areas can serve as reservoirs for native biodiversity.

KEYWORDS

Bait sampling, Costa Rica, Formicidae, similarity indices, urban ecology

EVALUACIÓN DE LA COMUNIDAD DE HORMIGAS EN UNA ZONA URBANA NEOTROPICAL CON DIFERENTES NIVELES DE PERTURBACIÓN

RESUMEN

Tradicionalmente, las áreas urbanas han sido descritas como sitios habitados por un número reducido de especies animales. Sin embargo, los nuevos espacios creados podrían representar un nuevo nicho que algunas especies podrían aprovechar. Se caracterizó la comunidad de hormigas en cuatro diferentes microambientes en un área urbana de Costa Rica. Muestreos con cebos para hormigas muestran un total de 22 especies, de las cuales 20 son especies nativas. Se muestrearon cuatro áreas adyacentes: el interior de un edificio, dos jardines y una reserva ecológica. La comparación entre estas áreas, arroja que los dos jardines presentan la mayor similitud, mientras el interior del edificio es el menos similar. Los resultados sugieren que las áreas verdes en zonas urbanas pueden funcionar como reservorios para especies nativas de hormigas y posiblemente de algunos otros grupos.

PALABRAS CLAVE

Muestreo con cebos, Costa Rica, Formicidae, índices de similitud, ecología urbana

INTRODUCTION

Urbanization is one of the most important factors modifying natural landscapes, generating significant changes in the dynamics of ecosystems (Cleargeau *et al.*, 2001). Increasing construction leads to a restructuring of plant and animal communities, including interactions between native species and those that accompany human settlements (Rizali *et al.*, 2008; Sumasgutner *et al.*, 2014). The new spaces created offer a variety of new interspecific relations as well as new resources due to human activity, offering a wide range of possibilities for some species and limitations for others (Suarez *et al.*, 1998; Wetterer 1998; Bolger *et al.*, 2000).

The ecological effects of anthropogenic fragmentation on arthropod communities can be complex and diverse since they can occur at different levels, especially those associated with food resources and nesting sites (Philpott *et al.*, 2010). In ants it has been suggested that changes in habitat are strongly correlated with rapid changes in community structure of the altered zone (Rizali *et al.*, 2008). Tropical

urban environments can provide favorable conditions for the foraging and nesting of some ant species, which then become more abundant and potentially displace the native myrmecofauna (Delabie *et al.*, 1995). However, ants display a wide variety of habits and interactions with plants and other animals, so the presence of forest remnants in urban areas could protect part of the native myrmecofauna (Holway *et al.*, 2002). This in turn could generate a mosaic between native and introduced species, a subject that has been little studied in urban areas.

Because of the potential heterogeneity of the myrmecofauna in urban areas, the aim of our research was to evaluate the composition of the ant community present in an urban area where there is a small protected woodland immersed in a larger area of managed green areas (mowed grass with trees and shrubs) and buildings. Due to the gradient between areas with lower and higher degrees of alteration, it was expected that the level of disturbance would directly influence the composition of the ant community, due to changes in food resources and nesting sites (Suarez *et al.*, 1998).

METHODS

We conducted the study between October and December 2015 in the main campus of the University of Costa Rica located in Montes de Oca, San Jose, Costa Rica (9°56'09"N, 84°03'07"W, 1200 m above sea level).

We collected ants in four areas categorized according to the level of disturbance. The first area was located inside the building of the School of Biology ("Building interior") which was considered the most altered due to the constant cleaning and waste collection, as well as the occasional use of baited boric acid for cockroach control. There is no cafeteria or other obvious food source in the building, and ant baits

(see below) were placed on the floor no farther than three meters from the exterior. The second area was a green area on the south side of the Biology building ("Biology green area"), located between one and ten meters from the building. This grassy area is frequently mowed, and has some trees and ornamental plants. The third area was a slightly less altered green area located southwest of the Chemistry building ("Chemistry green area"). This grassy area adjoins a small creek (Quebrada Los Negritos), receives less movement of people, and is less frequently maintained. Finally, we categorized the Reserva Ecológica Leonelo Oviedo ("Ecological reserve") as a zone with only minor alteration because it is a secondary woodland with about 40 years of growth located west of the Biology building (Nishida *et al.*, 2009).

Ants were collected using baits as described by Bestelmeyer *et al.* (2000), with pieces of pecan shortbread cookies (Keebler Sandies[®]) serving as baits. Twenty baits were placed throughout each of the four areas, approximately one to two meters apart, for two hours, and ant specimens were collected every half hour. We considered the 20 baits per two-hour period as a sampling event. For each area, we collected every two weeks to complete a total of four events per site. All collected ants were preserved 95% ethanol.

Identifications were carried out using a list of potential ant species occurring in the Central Valley of Costa Rica, which was supplied by John Longino and Philip Ward (pers. comm., 2015). We used AntWeb (2015) as well as the relevant taxonomic keys (Longino, 2003, 2006; Wilson, 2003) to identify the ants that were collected. Voucher specimens are deposited in the entomology collection in the Museum of Zoology at the University of Costa Rica.

We applied two non-metric multidimensional scale analyses (nMDS) to determine whether the structure of the ant community varies according to the four areas, one using the Jaccard similarity index and

the other using the Morisita similarity index. We used a Chi-Square test of Independence to determine whether the number of native and introduced species is independent of the collection site. All statistical analyses were done using PAST 3.11 (Hammer *et al.*, 2001).

RESULTS AND DISCUSSION

We found a total 22 species of ants, of which 20 are native species (Table 1). The presence of native versus introduced species was not related to the collection site ($\chi^2=0.32$, $df=3$, $p=0.96$). Both nMDS analyses grouped the Chemistry and Biology green areas as the sites with greater similarity and the Building interior as the area with a very low similarity, compared to the other three areas (Figure 1).

The low number of ant species found in the Building interior was probably due to the scarcity of potential food sources as well as the presence of boric acid baits. At least some of the ants found in the Building interior probably nest outside the building. Our evidence for this supposition is the low activity of ants observed during the sampling events, as well as the observations of individuals entering from outside the building through the windows.

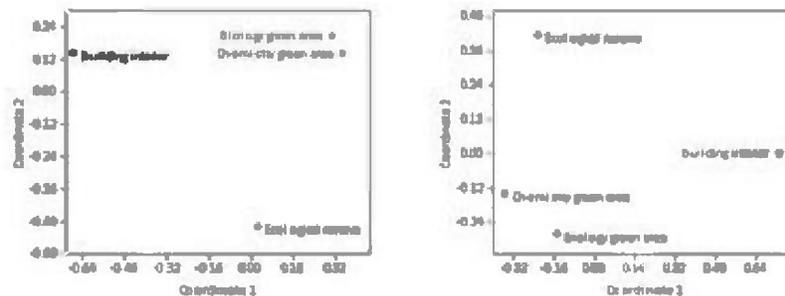


Figure 1. Results of non-metric multidimensional scale analysis using Jacard (left, stress level= 0, R²= 0.93) and Morisita (right, stress level= 0, R²= 0.75) similarity index

Table 1. Ant species collected at four sites on the University of Costa Rica campus. See text for description of sites. * = species not native to Costa Rica.

Ant species	Building interior	Biology green area	Chemistry green area	Ecological reserve
<i>Cardiocondyla obscurior</i> *		X		
<i>Crematogaster nigropilosa</i>				X
<i>Cyphomyrmex rimosus</i>		X	X	X
<i>Linepithema angulatum</i>			X	
<i>Linepithema neotropicum</i>			X	
<i>Myrmelachista zeledoni</i>				X
<i>Nylanderia</i> sp. JTL-001		X	X	
<i>Nylanderia steinheili</i>		X	X	
<i>Odontomachus bauri</i>		X	X	X
<i>Pachycondyla impressa</i>		X		
<i>Pheidole absurda</i>		X	X	X
<i>Pheidole megacephala</i> *			X	X
<i>Pheidole pubiventris</i>			X	
<i>Pheidole pugnax</i>		X	X	
<i>Pheidole punctatissima</i>	X	X	X	X
<i>Pheidole subarmata</i>		X		
<i>Pheidole susannae</i>		X	X	X
<i>Pheidole synanthropica</i>		X	X	
<i>Solenopsis bicolor</i>			X	
<i>Solenopsis picea</i>		X	X	
<i>Tapinoma ramulorum</i>	X	X	X	X
<i>Wasmamia auropunctata</i>			X	X

Our results suggest that urban green areas can serve as reservoirs for native biodiversity. Although urban areas are generally thought to be dominated by introduced species, the vast majority of ants collected in our study are native species. Nonetheless, most of the species we collected are generalist feeders, which agrees with previous studies on other groups of animals that inhabit urban areas (Gibb & Hochuli, 2002), and is probably a result of the type of bait that was used. More varied sampling techniques are necessary to better understand the diversity of ant feeding habits in urban areas, for example the potential presence of specialised predators. We found more species in the two managed green areas than in the ecological reserve (Table 1), although this probably reflects our sampling methodology, which favors species adapted to disturbed areas. Litter samples, for example, could reveal a greater number of species in the reserve.

ACKNOWLEDGMENT

For help with ant identifications we thank Jack Longino and Phil Ward. For logistical support at the University of Costa Rica we thank Adrián Pinto and Catalina Murillo at CIEMic, the project "Diversidad de hormigas en el corredor mesoamericano" (No. 810-B4-531), and the Vicerrectoría de Investigación.

REFERENCES

- AntWeb. 2015. Available from <http://www.antweb.org/> Accessed December 11th 2015.
- Bestelmeyer, B. T., D. Agosti, L. E. Alonso, C. R. F. Brandão, W. L. Brown Jr., J. H. C. Delabie & R. Silvestre. 2000. Field techniques for the study of ground-dwelling ants. In: Agosti, D., J. D. Majer, L. E. Alonso & T. R. Schultz. (eds), *Ants: Standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution, United States of America, pp. 122-144..
- Bolger, D. T., A. V. Suarez, K. R. Crooks, S. A. Morrison & T. J. Case. 2000. Arthropods in urban habitat fragments in southern California: area, age and edge effects. *Ecol. Appl.* 10: 1230-1248.

Cleavageau, P., J. Jokimaki & J. L. Savard. 2001. Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? *J. Appl. Ecol.* 38: 1122-1134.

Delabie, J. H. C., I. C. Do Nascimento, P. Pacheco & A. B. Casimiro. 1995. Community structure of house-infesting ants (Hymenoptera: Formicidae) in southern Bahia, Brazil. *Fla. Entomol.* 78: 264-270.

Gibb, H. & D. F. Hochuli. 2002. Habitat fragmentation in an urban environment: large and small fragments support different arthropod assemblages. *Biol. Conserv.* 106: 91-100.

Hammer, Ø., D. A. T. Harper & P. D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9 pp.

Holway, D. A., L. Lach, A. V. Suarez, N. D. Tsutsui & T. J. Case. 2002. The causes and consequences of ant invasions. *Annu. Review Ecol. Evol. Syst.* 33: 181-233.

Longino, J. T. 2003. The *Crematogaster* (Hymenoptera, Formicidae, Myrmicinae) of Costa Rica. *Zootaxa* 151: 1-150.

Longino, J.T. 2006. A taxonomic review of the genus *Myrmelachista* (Hymenoptera: Formicidae) in Costa Rica. *Zootaxa* 1141: 1-54.

Nishida, K., I. Nakamura & C. O. Morales. 2009. Plants and butterflies of a small urban preserve in the Central Valley of Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 57: 31-67.

Philpott, S.M., I. Perfecto, I. Armbrecht & C. L. Parr. 2010. Ant diversity and function in disturbed and changing habitats. *In: Lach, L., C. Parr, & K. Abbott.* (eds.) *Ant Ecology*. Oxford University Press, United Kingdom, pp 137-156.

Rizali, A., M. Marinus, D. Buchori, S. Yamane & C. Hansjoachimschulze. 2008. Ants in tropical urban habitats: the myrmecofauna in a densely populated area of Bogor, West Java, Indonesia. *J. Biosc.* 15: 77-84.

Suarez, A. V., D. T. Bolger & T. J. Case. 1998. Effects of fragmentation and invasion on native ant communities in coastal southern California. *Ecology* 79: 2041-2056.

Sumasgutner, P., E. Nemethe, G. Tebb, H. W. Krenn & A. Gamauf. 2014. Hard times in the city - attractive nest sites but insufficient food supply lead to low reproduction rates in a bird of prey. *Front. Zool.* 11: 48-61.

Wilson, E. O. 2003. *Pheidole* in the New World. A dominant, hyperdiverse ant genus. Harvard University Press, Cambridge, United States of America. 794 pp.

Wetterer, J. K. 1998. Ants on *Cecropia* trees in urban San José, Costa Rica. *Fla. Entomol.* 81: 118-121.

Recibido febrero de 2017, aceptado mayo de 2017.