

Universidad de Panamá

Vicerrectoría de Investigación y Postgrado

Maestría en Entomología

Diversidad y Estructura de la comunidad de insectos acuáticos en el Río

Capira, Panamá

Postulante

Ronald Iván Sánchez Argüello

Panamá, República de Panamá

2008

**DIVERSIDAD Y ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD DE
INSECTOS ACUÁTICOS EN EL RÍO CAPIRA, PANAMÁ**

TESIS

**Sometida para optar al título de Maestría en Ciencias con
especialización en Entomología General**

VICERRECTORÍA DE INVESTIGACIÓN Y POST GRADO


**Permiso para su publicación y reproducción total o parcial, debe ser obtenido en la
Vicerrectoría de Investigación y Postgrado**


Aprobado:

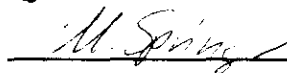
Msc. Aydeé Cornejo-Remice Asesor

Ph.D Héctor Barrios Jurado

Msc. Monika Springer Jurado







Dedicatoria

- A mis padres Ronald Sánchez Lobo y Ana Cristina Argüello Vargas, quienes me dieron el don de la vida, que durante mi camino con su amor, cariño, apoyo y sacrificios me alentaron a alcanzar mis objetivos y metas propuestas.

- A mis Hermanos Pablo Andres Sánchez Argüello y Jonathan Sánchez Argüello por su apoyo.

- A Dios nuestro señor misericordioso que me ha brindado la oportunidad de vivir y me ha iluminado durante mi travesía a lo largo de los años de mi vida

- “Quien tiene la voluntad tiene la fuerza” Menandro de Atenas

“La integridad de los hombres se mide por su conducta, no por sus profesiones”
Junius

Agradecimientos

- A mis Asesores: Luz Boyero, Aydeé Cornejo, Monica Springer y Héctor Barrios por su desinteresado e incondicional apoyo en la realización de la presente Investigación.
- Al equipo de trabajo del proyecto Campana: Yary, Lucy, Arcelis, Mateo Rapp y destacando en especial a Edwin Andrade por su enorme colaboración durante el trabajo de campo de esta tesis.
 - Al Programa Regional del Servicio Alemán de Intercambio Académico (DAAD), al señor Werner Mackenbach, a la señora Irena Rusak, a Juancito y muy especialmente a la señora Neddy Zamora; muchas gracias por haberme confiado y brindado la oportunidad para mi desarrollo científico y personal.
- A la Secretaría Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación (SENACYT) por su apoyo en el financiamiento de la tesis.
 - Al Laboratorio de Ecología de Agua Dulce del Instituto de Investigaciones Tropicales Smithsonian (STRI= por sus siglas en inglés) por las facilidades brindadas en la logística para la tesis.
 - A Monica Springer por su colaboración y por brindarme el acceso a la colección referencia de insectos acuáticos del Museo de Zoología de la Universidad de Costa Rica, durante la corroboración de identificaciones.
- A Pablo Gutiérrez y Dany Vásquez por la enorme ayuda para la identificación de especímenes, sin cuya experiencia y disposición, las identificación de algunos especímenes no habría sido posibles.
- A Yves Basset (Forest Canopy Biology Program, Smithsonian Tropical Research Institute) por su colaboración en los cálculos estadísticos.
 - A Julia del laboratorio de Calidad de aguas de la Autoridad Nacional del Ambiente (ANAM), por su asesoramiento en la parte fisicoquímica.
- Al profesor Ivan Luna por su colaboración y críticas constructivas para durante la revisión del informe escrito de la presente Tesis.

Índice General de Contenidos

Contenido	Página
Dedicatoria	iii
Agradecimientos	iv
RESUMEN	1
SUMMARY	2
INTRODUCCIÓN	3
ANTECEDENTES	8
1. Marco teórico	12
a) Biomonitordeo	12
b) Índice Biological Monitoring Working Party “BMWP”	14
MATERIALES Y MÉTODOS	17
1. Descripción del sitio de estudio	17
2. Muestreo Físico-químico	20
3. Muestreo Biológico	22
4. Identificación de organismos	23
5. Análisis de Datos	23
RESULTADOS	26
1. Características Físicoquímicas	26
2. Muestreo Biológico	34
3. Composición taxonómica de los macroinvertebrados acuáticos en el río Capira	34
4. Distribución de las comunidades de los macroinvertebrados acuáticos a través del río Capira	44
a) Estructura de la comunidad de los macroinvertebrados acuáticos	44
b) Composición taxonómica de la comunidad de los macroinvertebrados acuáticos	45
5. Relaciones de las variables físicoquímicas con la distribución de las comunidades de los macroinvertebrados acuáticos a través del Río Capira	46
a) Estructura de la comunidad de los macroinvertebrados acuáticos	46
b) Composición taxonómica de la comunidad de los macroinvertebrados acuáticos	47
6. Calidad del Agua	48

DISCUSIÓN	50
1. Características Físicoquímicas	51
2. Muestreo Biológico	53
3. Composición taxonómica de los macroinvertebrados acuáticos en el río Capira	53
4. Distribución de las comunidades de los macroinvertebrados acuáticos a través del río Capira	55
a) Estructura de la comunidad de los macroinvertebrados acuáticos	55
b) Composición taxonómica de la comunidad de los macroinvertebrados acuáticos	59
5. Relaciones de las variables físicoquímicas con la distribución de las comunidades de los macroinvertebrados acuáticos a través del Río Capira	60
a) Estructura de la comunidad de los macroinvertebrados acuáticos	60
b) Composición taxonómica de la comunidad de los macroinvertebrados acuáticos	61
6. Calidad del Agua	62
CONCLUSIONES	65
RECOMENDACIONES	67
BIBLIOGRAFÍA	68
Anexos	83
Figuras	89
Cuadros	100
Fotografías	107

Índice de Figuras

Figura	Descripción	Página
1	Abundancia de macroinvertebrados según los órdenes en el Río Capira. Panamá, Enero a Agosto 2007	89
2	Abundancia de los órdenes de macroinvertebrados colectados en la estación Rana Dorada en el Río Capira. Panamá, Enero a Agosto 2007	89
3	Abundancia de los órdenes de macroinvertebrados colectados en la estación Pailitas en el Río Capira. Panamá, Enero a Agosto 2007	90
4	Abundancia de los órdenes de macroinvertebrados colectados en la estación Puente sobre carretera Interamericana en el Río Capira. Panamá, Enero a Agosto 2007.	90
5	Abundancia de los órdenes de macroinvertebrados colectados en la estación Puente Capira en el Río Capira. Panamá, Enero a Agosto 2007.	91
6	Abundancia de los órdenes de macroinvertebrados colectados en la estación Villa Rosario en el Río Capira. Panamá, Enero a Agosto 2007.	91
7	Abundancia de los órdenes de macroinvertebrados colectados en la estación Villa Camila en el Río Capira. Panamá, Enero a Agosto 2007.	92
8a	Macroinvertebrados acuáticos presentes en las estaciones de muestreo según Cantidad de individuos, Enero a Agosto 2007.	92
8b	Macroinvertebrados acuáticos presentes en las estaciones de muestreo según Riqueza Taxonómica, Enero a Agosto 2007.	93
8c	Macroinvertebrados acuáticos presentes en las estaciones de muestreo según Equitabilidad. Río Capira, Enero a Agosto 2007	93
9a	Macroinvertebrados acuáticos presentes en las épocas meteorológicas de muestreo según Cantidad de individuos, Río Capira. Enero a Agosto 2007.	94
9b	Macroinvertebrados acuáticos presentes en las épocas meteorológicas de muestreo según riqueza taxonómica, Río Capira. Enero a Agosto 2007.	94
9c	Macroinvertebrados acuáticos presentes en las épocas meteorológicas de muestreo según equitabilidad. Río Capira. Enero a Agosto 2007.	95

viii

10a	Macroinvertebrados acuáticos presentes en los microhabitat de muestreo según Cantidad de individuos, Río Capira. Enero a Agosto 2007.	95
10b	Macroinvertebrados acuáticos presentes en los microhabitat de muestreo según Riqueza Taxonómica, Río Capira. Enero a Agosto 2007.	96
10c	Macroinvertebrados acuáticos presentes en los microhabitat de muestreo según equitabilidad. Río Capira. Enero a Agosto 2007.	96
11a	Análisis de Conglomerados Cluster, empleando el índice de Morisita-Horn según Estaciones de Muestreo.	97
11b	Microhábitat de acuerdo a la estación de muestreo. Río Capira, Enero a Agosto 2007.	97
12	Análisis de Correspondencia Canónico que muestra la relación entre los insectos acuáticos y las variables fisicoquímicas en el Río Capira, Panamá 2007	98
13	Puntuaciones Totales de acuerdo al BMWP, de los macroinvertebrados colectados en el Río Capira. Panamá, Enero a Agosto 2007.	99

Índice de Fotografías

Foto	Descripción	Página
1	Vista general del sitio de muestreo en la naciente del Río Capira, ubicada en el sendero Rana Dorad dentro de los límites del Parque Nacional Altos de Campana. (26.02.2007)	107
2	Vista general del sitio de muestreo las Pailitas (26.02.2007)	107
3	Vista general del sitio de muestreo en el Puente de la carretera Interamericana (26.02.2007)	108
4	Vista general del sitio de muestreo en el Puente Capira (26.02.2007)	108
5	Vista general del sitio de muestreo Villa Rosario (26.02.2007)	109
6	Vista general del sitio de muestreo Villa Camila (26.02.2007)	109

RESUMEN

Entre enero y agosto de 2007 se evaluó la diversidad y estructura de la comunidad de insectos acuáticos en el Río Capiro. El estudio se realizó en seis sitios de muestreo, a lo largo del río, donde se colectaron cuantitativamente los macroinvertebrados acuáticos mediante una red de tipo D dentro de una cuadrícula ubicada en el centro y en las orillas de cada sitio. Las variaciones fisicoquímicas mostraron fluctuaciones altas a lo largo del estudio, cuyos cambios estuvieron relacionados con la llegada de las precipitaciones. La composición taxonómica de los macroinvertebrados acuáticos fue similar a la reportada para otras áreas de Centroamérica. En total se colectaron 25,889 individuos pertenecientes a 123 taxones, siendo dominantes los órdenes Diptera, Ephemeroptera, Trichoptera y Coleoptera. Los cambios en la estructura y diversidad de las comunidades fueron explicados fundamentalmente por las precipitaciones y la cobertura boscosa, los cuales provocan variaciones en los factores abióticos del río. La abundancia, riqueza taxonómica y heterogeneidad variaron con las épocas y con los sitios de muestreo, pero no entre los microhábitats muestreados. La abundancia aumentó en relación al carbono orgánico total y disminuyó con la profundidad del agua. La riqueza taxonómica estuvo asociada con todas las variables abióticas registradas, relacionándose positivamente con la velocidad de la corriente, cobertura boscosa, pH, anchura del río, alcalinidad, sólidos suspendidos, sólidos disueltos y fosfatos, e inversamente con la profundidad, temperatura del agua, turbidez, demanda bioquímica de oxígeno, carbono orgánico total, conductividad, dureza, nitratos y cloruros. La heterogeneidad de los macroinvertebrados acuáticos mostró una asociación con todas las variables abióticas a excepción de la velocidad de la corriente; por tanto ella se relaciona de manera directa con la profundidad, cobertura boscosa, anchura del río, temperatura del agua, turbidez, demanda bioquímica de oxígeno, carbono orgánico total, conductividad, dureza, nitratos y cloruros, e inversamente con la alcalinidad, pH, sólidos disueltos, sólidos suspendidos y fosfatos. El Análisis de Correspondencia Canónico explicó el 58.8% de la variación total en las abundancias relativas de los taxones de macroinvertebrados; la mayoría de los taxones se relacionaron fuertemente con temperaturas entre 25 y 30 °C y con una demanda bioquímica de oxígeno de entre 1.45 y 2.21 ppm; sin embargo, la asociación con el pH fue débil. Los índices bióticos BMWP/Col y ICA indicaron que los ecosistemas acuáticos en el Río Capiro muestran una calidad biológica del agua de regular a excelente, mientras que el BMWP/CR diagnosticó una calidad de mala a excelente. También se encontraron diferencias entre los puntajes de los índices biológicos BMWP, presentando el BMWP/Col una mayor puntuación que el BMWP/CR en cuanto a las familias de macroinvertebrados acuáticos.

SUMMARY

Between January and August of 2007 the diversity and the structure of the community of aquatic insects in the Capira River was evaluated. The study was made in six sites of sampling along of the stream, where the aquatic macroinvertebrates was collected quantitatively by a network D within of a grid located in the center and the borders of each site. The physicalchemical variations showed high fluctuations throughout of the study, whose changes were related with the arrival of precipitations. The taxonomic composition of the aquatic macroinvertebrates was similar to the reported for other areas of Central America. Altogether was collected 25,889 individuals pertaining to 123 taxas, being dominant the orders Diptera, Ephemeroptera, Trichoptera and Coleoptera. The changes in the structure and diversity of the communities were explained fundamentally by the precipitations and the forest cover, which cause variations in the abiotics factors of the stream. The abundance, taxonomic richness and equitability varied with the season and the sites of sampling, but not between the sampling microhabitats. The abundance increased in relation to total organic carbon and diminished with the depth of the water. The taxonomic richness was associate with all the abiotics variables registered, being related positively with the flow velocity, forest cover, pH, suspended solid, width of the stream, alkalinity, solids dissolved and phosphates, and inversely with the depth, temperature of the water, turbidity, biochemical demand of oxygen, total organic carbon, conductivity, hardness, nitrates and chlorides. The heterogeneity of the aquatic macroinvertebrates showed an association with all the abiotics variables with the exception of the flow velocity; therefore it is related directly to the depth, forest cover, width of the stream, temperature of the water, turbidity, biochemical demand of oxygen, total organic carbon, conductivity, hardness, nitrates and chlorides, and inversely with the alkalinity, pH, dissolved solid, suspended solid and phosphates. The Canonical Analysis of Correspondence explain the 58,8% of the total variation in the relative abundances of the taxas of macroinvertebrates; the majority of the taxas were related strongly with temperatures between 25 and 30 °C and to a biochemical demand of oxygen between 1.45 and 2,21 ppm; nevertheless, the association with pH was weak. The biotics index BMWP/Col and ICA indicated that the aquatic ecosystems in the Capira River show a water biological quality of regulating to excellent, whereas BMWP/ CR diagnosed a quality of bad to excellent. Also were differences between the punctuation of biological indices BMWP, showed the BMWP/Col a greater punctuation than the BMWP/CR as far as the families of aquatic macroinvertebrates.

INTRODUCCIÓN

Los ríos son extremadamente heterogéneos desde un punto de vista espacial y temporal, y por tanto son sistemas especialmente apropiados para estudiar la variabilidad de las comunidades biológicas y su relación con la variabilidad del ambiente (Li *et al.*, 2001; Boyero *et al.*, 2003). Las comunidades fluviales están principalmente formadas por insectos acuáticos, así como por otros grupos de invertebrados tales como ácaros acuáticos, crustáceos, moluscos o platelmintos, (Pennak, 1978). Además, de los 30 órdenes descritos de la clase insecta 11 de ellos contienen especies acuáticas y subacuáticas.

Algunos macroinvertebrados acuáticos realizan gran parte de su ciclo de vida dentro del ecosistema acuático (ej. efemerópteros), mientras que otros pasan la totalidad de su vida en él (ej. macroinvertebrados no insectos). Por tanto, la relación existente entre las comunidades de macroinvertebrados y el ambiente fluvial es muy estrecha y es importante saber cómo estas comunidades varían cuando las condiciones ambientales cambian. Así pues, la estructura y la distribución de las comunidades bénticas están determinadas por muchos factores incluyendo parámetros físicos y químicos, recursos alimenticios, e interacciones bióticas tales como competencia y depredación. Por dicho

motivo, el análisis tanto cuantitativo como cualitativo de la estructura de las comunidades bénticas y de las relaciones entre estos organismos bénticos y su ambiente puede ayudar a evaluar el estado de deterioro de los ecosistemas acuáticos.

El estudio de los ríos tropicales es especialmente importante, ya que la comprensión del funcionamiento de éstos y de la estructura de sus comunidades es relativamente pobre, en comparación al extensivo conocimiento de los ríos de zonas templadas (Boyero, 2000). En general, los ecosistemas tropicales poseen una mayor diversidad y abundancia anual y estacional de insectos con respecto a las zonas templadas (Wolda, 1978). Los ríos han sido relativamente poco estudiados con respecto a otros tipos de ecosistema, pero los trabajos más recientes (Boyero, 2002; Boulton *et al.*, 2008) apuntan también a una mayor diversidad en ríos tropicales, aunque algunos grupos taxonómicos (ej. Plecoptera) son más abundantes en las zonas templadas.

Respecto a los estudios de los macroinvertebrados acuáticos, gran parte de las referencias existentes versan acerca de investigaciones realizadas en lugares con clima templado provistos de cuatro estaciones meteorológicas bien definidas, lo cual contrasta con las dos estaciones meteorológicas que existen en el trópico. Por este motivo, hay que tener cuidado al extrapolar patrones de variación de comunidades, así como modelos de funcionamiento del ecosistema, de ríos templados a ríos tropicales (Boulton *et al.*, 2008). La información para ríos tropicales es aún relativamente escasa y por tanto los estudios tropicales muy necesarios.

La mayoría de los estudios de ríos tropicales existentes son para el Neotrópico (ej. Turcote y Harper, 1982; Roldan, 1988; Nieves, 1989; Flecker y Feifarek, 1994; Flowers y Pringle, 1995; Ramirez y Pringle, 1998a; Ramirez y Pringle, 1998b; Caicedo y Palacio,

1998; Posada *et al.*, 2000; Ramírez y Pringle, 2001; Sanches y Froehlich, 2001; Rincón, 2002; Quirós, 2002), aunque también existen gran cantidad de estudio para otras zonas tropicales determinadas como Hong Kong (ej. Dudgeon, 1983; Dudgeon, 1988; Dudgeon, 1989; Dudgeon, 1990; Dudgeon, 1999), el trópico australiano (ej. Pearson *et al.*, 1986; Pearson y Tobin, 1989; Pearson *et al.*, 1989; Hearnden y Pearson, 1990; Pearson y Connolly, 2000; Cheshire *et al.*, 2005, Boyero y Pearson, 2006; Boyero *et al.*, 2006; Bastian *et al.*, 2007; Boyero *et al.*, 2007; Bastian *et al.*, 2008; Boyero *et al.*, 2008; Connolly *et al.*, 2008) y otras regiones tropicales (ej. Iwata *et al.*, 2003; Benstead *et al.*, 2003; Benstead y Pringle, 2004; Dudgeon, 2006)

En el caso de Panamá la información existente sobre la fauna de insectos acuáticos es muy pobre e incipiente y se encuentra dispersa y publicada en revistas inaccesibles, o a veces sin publicar. Esto se debe a que la mayor parte de las investigaciones han sido realizadas como trabajos de tesis, inventarios de diferentes puntos del país y reportes realizados por investigadores foráneos de forma aislada; sin embargo, gran parte de estos estudios reportados se limitan al levantamiento de inventarios de la macrofauna a un nivel taxonómico general sin profundizar en aspectos ecológicos. Algunas excepciones son Boyero y Bailey (2001), Boyero y DeLope (2002) y Boyero y Bosch (2004).

Esta falta de información se debe fundamentalmente a tres factores. Primero, la mayoría de las claves disponibles para la identificación de estos grupos hace referencia a la entomofauna de zonas templadas, por lo que es difícil alcanzar un nivel taxonómico más específico para el neotrópico. Segundo, no existe colecciones de referencia que puedan ayudar a corroborar la identificación y el escaso material existente se encuentra

en malas condiciones o hace parte de colecciones personales inaccesibles. Tercero, las técnicas de colecta empleadas en muchos estudios no contemplan la heterogeneidad que caracterizan los ecosistemas lóticos, ni permiten conocer las exigencias ecológicas de este grupo.

En el campo de la bioindicación, el índice Biological Monitoring Working Party (BMWP) es una herramienta útil e importante, porque es de rápida ejecución, puesto que sus técnicas de colecta son meramente cualitativas y fáciles dado que sólo se requiere identificar a nivel de familia los macroinvertebrados acuáticos, y a la misma vez es barato pues sólo se requiere de un especialista. Por el contrario, los demás métodos de bioindicación empleados comúnmente en Panamá, tales como el índice de integridad biológica (IBI) son costosos porque requieren muchos recursos para la contratación de muchos especialistas y equipar un laboratorio especializado. Razón por la cuál, tiende a ser difícil y de lenta ejecución porque abarcan diversos grupos de organismos como plantas y grupos de vertebrados e invertebrados de diferentes grupos taxonómicos. Sin embargo, cuando se compara con el BMWP, los resultados y diagnósticos son similares de igual confiabilidad pero con bajos costos.

Hoy en día en la república de Panamá se ha incrementado el interés en cuanto a las investigaciones sobre el tema de insectos acuáticos y calidad de agua, ya que en la mayoría de las provincias se han hecho investigaciones en los ríos de mayor importancia potencial para sus comunidades y también para áreas turísticas (Araúz et al., 2000; Cornejo, 2001; Lombardo, 2004; Arias y Adreve, 2004). Con este estudio se espera conocer un poco más acerca de la diversidad y estructura de las comunidades de insectos acuáticos en los ríos panameños, en concreto las comunidades del Río Capira en la

provincia de Panamá. Además como segunda área de este estudio se pretende evaluar el empleo el BMWP para determinar la calidad biológica del agua en comparación con el ICA y la calidad fisicoquímica del agua.

Objetivos

General

Estudiar la variación en la diversidad y estructura de la comunidad de los insectos acuáticos asociados al Río Capira en Panamá

Específicos

1-Determinar la variabilidad de las comunidades mediante la estructura y composición taxonómica de la comunidad de los insectos acuáticos, a la escala de microhábitat (centro-orilla) y a la escala de estación de muestreo, a lo largo del Río Capira.

2-Relacionar las comunidades de insectos acuáticos con las variables fisico-químicas para explicar la estructura y composición taxonómica de los insectos acuáticos.

3- Validar el uso de los insectos acuáticos como una herramienta útil para determinar el grado de contaminación a lo largo del Río Capira

ANTECEDENTES

Dada la necesidad de estudiar los ríos en cuanto a su estructura y composición taxonómica de los macroinvertebrados acuáticos con énfasis en los insectos acuáticos y con el afán de evaluar la relación existente insecto/ambiente en los diversos microhábitats se han efectuado diferentes trabajos en distintos tópicos de estudio.

En el campo de la ecología se reportan pocos trabajos, entre los que se puede mencionar el de Flowers (1991) que evalúa la diversidad de insectos acuáticos de 42 ríos en el noroeste de Panamá, obteniendo que la diversidad varía ampliamente entre los ríos, sin obtener una significativa correlación entre la diversidad de insectos y la altitud (msnm) de los ríos muestreados. Por esta razón, él sugiere que las variaciones entre ríos dentro de la región tropical con respecto a la templada son por el gradiente latitudinal.

Araúz *et al.* (2000) describen la estructura de la comunidad de insectos a través del cauce del Río Chico, Chiriquí. En dicho trabajo no obtienen diferencias en las diversidades entre las estaciones de muestreo, obteniendo una similaridad de 65%. Mientras que los análisis de correlación entre la biomasa del río y la diversidad de insectos muestran una relación positiva, lo que indica que al aumentar la biomasa en el río tiende a aumentar el número de familias e individuos de insectos.

Boyero y Bailey (2001) evaluaron la organización de las comunidades de macroinvertebrados béticos en rápidos a diferentes escalas espaciales (orden fluvial, mesohábitat y muestreo), en el Río Juncal, Isla de Coiba, obteniendo grandes variaciones en cuanto a densidades totales y riqueza de macroinvertebrados béticos entre los órdenes de los ríos, así como una gran variabilidad a la escala de muestra. La velocidad de la corriente fue relacionada fuertemente con la variabilidad de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos. Los rápidos fueron más heterogéneos en su composición dentro de los tramos de primer orden que dentro de los de segundo y tercer orden, posiblemente en relación a la mayor heterogeneidad del sustrato en rápidos de primer orden.

El Consorcio TLBG/UP/STRI (2001) efectuó un estudio de los insectos acuáticos en la región occidental de la Cuenca del Canal, donde observaron que la diversidad, riqueza, y abundancia de insectos acuáticos en la muestras de hojarasca fue mayor durante la estación de verano. Ellos Reportaron diez familias, siendo Chironomidae, Leptohyphidae, Simuliidae, Hydropsychidae y Leptophlebiidae las más abundantes. La correlación fue inversa entre la abundancia de Chironomidae y el índice de calidad del hábitat físico.

Pardo (2002) evaluó la comunidad de Chironomidae asociada a hojarasca en cuatro cuerpos de agua en Chilibre y Nuevo San Juan. En dicho estudio obtuvo diferencias en las densidades y cantidades (número de individuos) en la estación seca, sin obtener correlación entre la abundancia (biomasa) y los factores fisicoquímicos. La dureza, anchura y descarga incidieron directamente en la variabilidad de los datos, repercutiendo en tres asociaciones biológicas potenciales: una para Quebrada Limón con

los géneros *Heleniella*, *Polypedilum*, *Corynoneura*, *Nimbocera*, *Tanytarsus*, *Dicrotendipes* otra para los ríos Chilibrillo- Chilibre con los géneros *Endochironomus*, *Micropsectra*, *Tribelos*, *Labrundinia*, *Clinotanypus* y finalmente con Quebrada Ancha con los géneros *Larsia* y *Alotanypus*.

Boyero y De Lope (2002) estudiaron en cuatro períodos la recolonización de piedras por los macroinvertebrados acuáticos en Río Escondido, Isla de Coiba, obteniendo que la recolonización comienza inmediatamente después de una perturbación, destacando los órdenes Ephemeroptera, Diptera, Trichoptera, Coleoptera, Lepidoptera e Hydracarina como los principales recolonizadores. La familia Baetidae mostró una variación significativa en densidad entre los cuatro periodos de recolonización. Sin embargo, la riqueza taxonómica no varió entre los cuatro períodos.

Boyero y Bosch (2004) en el Río Frijoles, Parque Nacional Soberanía, evaluaron el efecto de los factores ambientales sobre la variabilidad en la composición de macroinvertebrados acuáticos, siendo este el primer estudio que cuantifica la heterogeneidad del sustrato y su influencia sobre las comunidades fluviales en ríos tropicales. Dicho trabajo obtiene las mayores densidades de macroinvertebrados en sitios sombreados, con rápido flujo de agua, pedregosos y con baja variabilidad en el tipo de sustrato dominante. La riqueza taxonómica fue más alta con ríos poco sombreados, en sustratos heterogéneos y con la dirección del flujo de agua más o menos paralela.

Medianero y Samaniego (2004) en el Río Curundú encontraron una dependencia entre la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y los géneros de insectos, obteniendo que la mayor parte de los insectos se encuentran asociados a niveles de DBO entre 7.4 y 13.05 mg/l; sin embargo, encontraron géneros de insectos asociados a niveles de 62.5 y

188.5 mg/l. La diversidad de insectos disminuye desde la cabecera del río hasta su desembocadura y la precipitación pluvial tuvo una relación lineal inversa con la abundancia de insectos.

Arias y Adreve (2004) evaluaron la diversidad mediante la riqueza de especies y la abundancia de familias presentes en la región occidental de la cuenca del canal. Encontraron asociaciones de las familias de insectos acuáticos con el sustrato y la velocidad de la corriente, con una mayor abundancia en áreas cercanas de cabeceras y dominancia de Chironomidae en desembocaduras donde predomina una gran cantidad de partículas de suspensión.

En el campo de la bioindicación de la calidad del agua se han efectuado muy pocos trabajos. Entre ellos se destaca Cornejo (2001) con la evaluación de la calidad del agua del Río Coco Solo. Dicho estudio logra demostrar que el vertimiento de aguas residuales y los desechos sólidos de áreas de ocupación urbana causan drásticos cambios en la estructura de la comunidad de insectos acuáticos, predominando familias como Caenidae, Ceratopogonidae y Chironomidae, las cuales representaron el 68.2% de los organismos capturados.

Lombardo (2004) desarrolló el BMWP/Col en la cuenca media-baja del Río Santa María. En dicho trabajo obtuvo diferencias significativas en la calidad de agua entre sitios, encontrando una relación de calidad dudosa-crítica con los sitios ubicados en poblados y fincas aledañas. Por tanto, él logra obtener que la calidad del agua decrece conforme avanza río abajo, sin embargo las variables fisicoquímicas (conductividad, salinidad, temperatura del agua y oxígeno disuelto) muestran estabilidad.

1. Marco Teórico

a) Biomonitorio

Los estudios limnológicos sobre calidad biológica del agua parten del principio de que a cada tipo de ecosistema acuático le corresponde una comunidad particular de organismos. El componente agua es una parte del ecosistema acuático en el que se desarrollan una serie de comunidades vivas que dependen de las características físico-químicas del mismo y pueden verse impactadas al ser alteradas (Roldan, 1988).

El término calidad biológica surge al analizar la composición y estructura de las comunidades de organismos, generalmente invertebrados que se encuentran en el agua. Los macroinvertebrados acuáticos, por sus cualidades, son idóneos para medir la calidad biológica de las aguas (Alba-Tercedor, 1996). Las comunidades de macroinvertebrados sirven como monitores que detectan grados de contaminación que pueden sufrir los ríos por acciones antropogénicas que alteran las variables físico-químicas, como la temperatura y turbidez, muy importantes como factores limitantes en estos ecosistemas acuáticos (Armitage *et al.*, 1983; Roldan 1988). Los cambios en la presencia- ausencia, cantidad, morfología, fisiología o comportamiento de los individuos integrantes de la comunidad bioindicadora se reconocen como indicadores de trastornos en las condiciones físico-químicas (Rosenberg y Resh, 1993).

El monitoreo biológico ha surgido como una forma novedosa y más adecuada de medir la calidad del agua que los métodos físicoquímicos usados tradicionalmente (Roldán, 1997). Esto se debe a que las variables físicoquímicas sólo dan una idea puntual sobre la calidad del agua, pero no ofrecen información sobre las variaciones del tiempo,

mientras que el estudio biológico de los macroinvertebrados brinda una idea en un rango más amplio de tiempo. Por esta razón Rosenberg y Resh (1993) comentan que las mediciones químicas son como tomarle una fotografía al ecosistema, mientras que las mediciones biológicas son como filmar un video. No obstante, a pesar de esto, los métodos fisicoquímicos y biológicos no son mutuamente excluyentes entre sí y se recomienda el uso de ambos para tener un panorama más amplio del estado de los ambientes acuáticos.

En la actualidad los organismos más utilizados en los hábitats dulceacuícolas son los macroinvertebrados bentónicos (Roldan, 1997; De la Lanza, 2000), de los cuales mayoritariamente predominan los insectos acuáticos que viven por lo menos una parte de su ciclo de vida en los sustratos sumergidos. Su amplio uso en los biomonitoreos es debido al tamaño, pues se pueden observar a simple vista y por su relativa facilidad de clasificación y colecta. La heterogeneidad del grupo permite encontrar individuos que ofrecen diferentes tipos de respuestas a varios tipos de estrés ambiental, ocupan una gran variedad de hábitats, son afectados por perturbaciones en muchos sitios y sus ciclos vitales son largos en comparación con los de otros organismos, permitiendo el estudio de cambios temporales en abundancia y distribución de edades. Además, su uso ha sido ratificado por las Naciones Unidas y la Comisión Económica para Europa quienes en el documento resultado de la Convención para la Protección y el Uso de Cursos de Agua y Lagos realizada en Helsinki en 1992 reafirmaron a los macroinvertebrados bénticos como una útil y práctica herramienta para el monitoreo rutinario de la calidad biológica de ríos.

b) Índice Biological Monitoring Working Party “BMWP”

Los diferentes autores han desarrollado sus propios métodos e índices efectivos para determinar la calidad biológica. De esta manera, surgen diversas técnicas con ventajas y desventajas, que como en cualquier rama de la investigación se amoldan a las condiciones y rigores que impone el campo, pero principalmente a los intereses del investigador (Alba-Tercedor, 1996). Por tanto, el conocimiento de las características físico-químicas como las biológicas de los cuerpos acuáticos del país permite al investigador establecer índices que se adecuan a la calidad de los cuerpos de agua.

La puntuación se asigna en función del grado de sensibilidad a la contaminación, y su uso posteriormente permite definir un control de la contaminación. Por consiguiente, siendo imperante recuperar y conservar la integridad física, química y biológica de los cuerpos de agua superficiales, con el fin de que estas aguas puedan ser utilizadas para diferentes fines sociales, económicos y ambientales que contribuyan al desarrollo del país, asegurando una mejor calidad de vida para todos sus ciudadanos.

El índice BMWP fue establecido en Inglaterra en 1970 como un método simple y rápido para evaluar la calidad del agua usando macroinvertebrados como bioindicadores. Por lo tanto, su diseño pretende proveer una visión general sobre las condiciones de ríos y canales, frente a los impactos producidos por las descargas de contaminantes y medir la efectividad de controles contra la contaminación (Roldán, 1997). Este método permite estimar la calidad ecológica del agua en base a la tolerancia de las comunidades de macro invertebrados contra la contaminación orgánica (Armitage *et al.*, 1983). Sin embargo, Alba-Tercedor y Sánchez Ortega (1988) desarrollaron una modificación del mismo

BMWP, que denominaron BMWP', el cuál consiste en hacer censos en cada estación, luego se ordenan las familias en los 10 grupos, en donde cada grupo se le asigna una puntuación 1 a 10 de acuerdo con la tolerancia de los diferentes grupos a la contaminación. Finalmente, se efectúa la suma de los puntajes de todas las familias para obtener el puntaje total BMWP. Cuanto mayor es la puntuación final, menor es el grado de contaminación ambiental.

Posteriormente, Zamora-Muñoz y Alba-Tercedor (1996) demostraron que la valoración de la calidad de agua obtenida mediante este método no está influenciada por la estacionalidad en los ciclos de vida de insectos que presentan etapas larvarias migratorias. Además de que el método podría ser sensible tanto a las perturbaciones naturales como a las perturbaciones de origen antropogénico. Esto junto a la exitosa experiencia europea en el uso de estos métodos de bioindicación ha ayudado a su aceptación, al consolidarse como formas seguras para el establecimiento de criterios sobre la calidad biológica de las aguas.

El índice BMWP es un método que por sus características se constituye en uno de los más rápidos en ejecución, brindando veracidad y seguridad en sus resultados, también ofrece datos que los análisis físico-químico y microbiológico no pueden procesar. Al tratarse de un método biológico es posible obtener datos sobre la situación anterior a la alteración en la calidad biológica del agua. Además, este índice refleja el efecto de las alteraciones directamente sobre la comunidad acuática. Es posible dar seguimiento durante diferentes épocas del año, sin caer en errores, como la estacionalidad de ciclos de vida que alteran los datos. No es necesario un entrenamiento extensivo para examinar y

clasificar las muestras, ya que el nivel taxonómico requerido por el método sólo llega hasta familia, por ello es muy rápido y barato.

Para este proyecto de tesis se decidió aplicar el índice BMWP/Colombia y el BMWP/ Costa Rica debido a que han sido los únicos índices biológicos cuya información se han adecuado a los cuerpos de aguas neotropicales. Además su aplicación ha sido muy trabajada, elaborada y especializada en Colombia destacándose el científico Gabriel Roldán como pionero en la aplicación de este índice y a Monika Springer como precursora de su aplicación en Costa Rica. Actualmente, Aydeé Cornejo se encuentra desarrollando el índice BMWP/Pan para la fauna de macroinvertebrados de Panamá, pero durante la realización de este estudio aún no se disponía de este índice.

MATERIALES Y MÉTODOS

1. Descripción del Sitio de estudio

El trabajo de campo se efectuó desde enero hasta agosto del 2007, correspondiendo una gira por cada mes a lo largo del Río Capira, ubicado en el distrito de Capira perteneciente a la provincia de Panamá.

RÍO CAPIRA

El Río Capira nace a 800 msnm en el Cerro Campana, dentro de los límites del Parque Nacional Altos de Campana. Las temperaturas oscilan en torno a los 24°C, mientras que las precipitaciones superan los 2,500mm cada año. En su quebrado terreno se localizan cuatro tipos diferentes de formaciones forestales: el bosque muy húmedo premontano, el bosque pluvial premontano, el bosque húmedo basal y el bosque muy húmedo basal (ANAM, 2008).

Las principales actividades antrópicas que se desarrollan dentro de la cuenca N° 138, específicamente en los ríos que corren entre el Chame y el Capira se ubican en los tramos medio y bajo. En esta área, a la altura de Pailitas y el Puente de la carretera Interamericana, se puede observar que la cobertura vegetal ha sido reemplazada por áreas

de potreros propias de las actividades ganaderas de la región, por los asentamientos humanos de mediana y baja densidad y algunos comercios pequeños. En cuanto a la población, por ejemplo, el distrito de Capira para el año 1990 contaba con 28.303 habitantes, mientras que para el año 2000 mostró un incremento del 14% con 32.972 habitantes.

Es precisamente en estos tramos de la cuenca donde que se establecieron las estaciones de muestreo, siguiendo la línea de la carretera, para evaluar el impacto de las actividades antrópicas sobre la calidad biológica del agua y sobre la estructura y comunidad de insectos acuáticos.

Estación 1 Sendero Rana dorada Parque Nacional Altos de Campana

La estación de muestreo se localiza a 743 msnm, dentro del Parque Nacional Altos de Campana (PNAC), entre las coordenadas geográficas UTM 06 18 314 N y 09 60 341 O. Se caracteriza por presentar aguas claras de corriente moderada que avanzan sobre un lecho compuesto en un 60% por grava, 20 % gravilla, 10% arena y 10% arcilla. La vegetación del área es densa compuesta por un bosque secundario continuo a cada margen del cause y con presencia de plantas arbustivas, que se conserva de esta forma hasta justamente los límites del PNAC. (Foto 1)

Estación 2. Las pailitas Rio Capira

La estación de muestreo se localiza a 171 msnm, fuera del parque Nacional Altos de Campana (PNAC) entre las coordenadas geográficas UTM 06 21 078 N, 09 63 790 O.

Se caracteriza por presentar aguas claras de corriente moderada que corren sobre un lecho compuesto en un 40% por grava, 20% gravilla, 20% arena, 10% arcilla y 10% de concreto por la estructura del puente. La vegetación ribereña está compuesta de un cordón de vegetación a ambos márgenes del río y en algunas partes es sustituida por arbustales y herbazales, la cuál constituye una llanura de inundación. (Foto 2)

Estación 3 Puente sobre la carretera Interamericana

La estación de muestreo se localiza bajo el puente de la carretera interamericana a 135 msnm, entre las coordenadas geográficas UTM 06 22 569 N, 09 64 615 O; se caracteriza por presentar aguas claras de corriente moderada que corren sobre un lecho compuesto en un 20% por grava, 20% gravilla, 40% arena, 10% arcilla y 10% de concreto por la estructura del puente. La vegetación ribereña esta compuesta de un cordón de vegetación a ambos márgenes del río y en las áreas cercanas a la infraestructura del puente es sustituida por arbustales y herbazales. (Foto 3)

Estación 4 Puente sobre el Río Capira

La estación de muestreo se localiza bajo el puente del Río Capira detrás del MIDA a 1.5 km del centro de Capira, entre las coordenadas geográficas UTM 06 24 199 N, 09 68 340 O, a 120 msnm. En esta sección la vegetación ribereña está compuesta de una vegetación riparia a ambos lados del cauce, pero en gran parte de las secciones ha sido reemplazada por arbustales y pastizales. A un costado se ubica un potrero en actividad. El sustrato en esta sección se observó compuesto por un 20% de grava, 50% de

gravilla y 30% de arcilla; las aguas en este tramo son semiclaras, de corriente léntica.
(Foto 4)

Estación 5. La Pita Villa Rosario

La estación de muestreo se localiza en la barriada Villa Rosario, a 110 msnm entre las coordenadas geográficas UTM 06 84 751 N, 09 50 02 O. En esta sección la vegetación ribereña esta compuesta de un cordón de vegetación a ambos lados del cauce, pero en algunas secciones ha sido reemplazada por arbustales y herbazales. El sustrato en esta sección está compuesto por un 40% de grava, 50% de gravilla y 10% de arcilla.
(Foto 5)

Estación 6 Villa Camila

La estación de muestreo se localiza en la barriada Villa Camila a 107 msnm, entre las coordenadas geográficas UTM 06 27 415 N, 09 74 206 O. En esta sección la vegetación ribereña esta compuesta de un cordón de vegetación a ambos lados del cauce, pero en la sección lateral derecha ha sido reemplazada por pastizales. El sustrato en esta sección se observó compuesto por un 40% de grava, 50% de gravilla y 10% de arcilla. Las aguas en este tramo son claras durante el verano pero muy turbias durante el invierno.
(Foto 6)

2. Muestreo Físico-químico

En cada estación de muestreo coincidían las mediciones fisicoquímicas con las biológicas, estimándose primeramente las variables abióticas para luego obtener las

muestras biológicas. Entre las variables físicas se midió visualmente la cobertura vegetal desde el centro de la estación de muestreo. Posteriormente se estimó la velocidad de la corriente con un corcho, el cual se ponía a correr sobre la superficie del agua a lo largo de la cuadrícula de muestreo que medía cincuenta centímetros de largo; en cada recorrido se cronometraba el tiempo que tardaba el corcho en recorrer dicha distancia, repitiendo este mecanismo en tres ocasiones para finalmente establecer un promedio.

Luego se calculó la profundidad del agua con una regla métrica de madera, la cual se ubicaba en el centro de la cuadrícula por cada submuestra; el ancho del río se midió con una cinta métrica en los puntos 0, 25 y 50 metros del largo de la estación de muestreo, al cuál luego se le sacaba el promedio. Las variables climáticas como temperatura ambiental y precipitación se obtuvieron de los registros diarios que llevan a cabo los funcionarios de la Empresa de Transmisión Eléctrica, S.A. (ETESA) en la estación de Antón.

Para las variables químicas la metodología de muestreo siguió los lineamientos del Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, vigésima edición y la del Manual de Métodos para el monitoreo de ríos de la Oficina del Agua de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA). En el campo, mediante un multiparámetro marca Horiba modelo U10 se midieron *in situ* las variables: pH, conductividad, oxígeno disuelto y la temperatura del agua. Adicionalmente se tomaron muestras de agua en galones plásticos para trasladarlas al laboratorio y proceder a determinar con los métodos analíticos los siguientes parámetros: turbidez, demanda biológica de oxígeno (DBO₅), dureza, alcalinidad, cloruros, nitratos, fosfatos, sólidos suspendidos y sólidos disueltos, y carbono orgánico total (TOC) (Anexo 1).

Posteriormente con los datos fisicoquímicos generados se procedió al cálculo del Índice de Calidad de Agua (ICA) para luego efectuar el diagnóstico con el ajuste efectuado en Panamá (ANAM, 2004; ANAM, 2007) (Anexo 2).

3. Muestreo Biológico

En el muestreo biológico se establecieron seis estaciones de muestreo a lo largo del río, en cada estación se midió 50 metros de largo y un ancho mínimo de 1 metro; posteriormente se tomaron cinco muestras en las orillas y otras cinco en el centro del río. Para procurar obtener igual representación de la fauna a lo largo de los 50 metros de largo de cada estación, se hizo una selección aleatoria de los sitios en donde se ubicó cada muestra, utilizando la función de números aleatorios del programa Excel Software 2003.

El muestreo, cuantitativo, se realizó con una red de tipo D (40 cm de largo, con 0.25 cm de luz de malla), la cuál se ubicaba dentro de una cuadrícula de 50 cm de lado (área de 2500 cm²) de tubo PVC. Este marco indicaba el área de muestreo de cada muestra, por tanto éste se coloca sobre el fondo de la corriente y se removía el material del fondo, quedando atrapados las larvas u otros estadios inmaduros en la red (Roldan, 1988).

Luego el contenido de la red se colocaba en una bandeja plástica blanca, donde se procuraba separar en tubos ependorf todos los organismos posibles del resto de la muestra, mientras que el sustrato restante se pasaba por un tamiz para reducir la muestra de manera que cupiera en frascos plásticos que contenían una solución de alcohol al 95%. Dichos frascos luego se colocaron en bolsas plásticas dobles Ziploc de 10 lb, para

posteriormente ser trasladadas al laboratorio, donde se procedía a separar, clasificar y preservar los insectos acuáticos colectados en alcohol al 70%.

4. Identificación de los organismos

La identificación se procuró efectuar desde el nivel mínimo de familia hasta el de máximo de género, empleando un estereoscopio y microscopio marca Olympus junto con el apoyo de la colección de referencia del Museo de Zoología de la Escuela de Biología de la Universidad de Costa Rica.

Se usaron claves taxonómicas disponibles de Roldán (1988), Merrit y Cummins (1996), De la Rosa, 1997, Springer *et al.* (1999), Roughley y Solis (2000), Vargas (2000). De la colecta total que se realizó se seleccionaron los especímenes en mejor estado para hacer el levantamiento de la colección de referencia líquida de insectos acuáticos, cuyos vouchers quedaron depositados en las colecciones de referencia del Museo de Invertebrados G.B. Fairchild de la Universidad de Panamá y del Museo de Zoología de la Universidad de Costa Rica.

5. Análisis estadístico

La estructura de las comunidades se describió para cada muestra mediante las siguientes variables: abundancia (número total de individuos), riqueza (número total de taxones) y uniformidad o equitabilidad (derivada del índice de diversidad de Shannon-Wiener). La variabilidad de estos parámetros fue explorada entre sitios de muestreo (las 6 estaciones), microhábitats (centro, orilla) y época (seca, lluviosa). Para el estudio de esta variabilidad se empleó el Análisis de Varianza (ANOVA), donde la abundancia, riqueza

o equitabilidad fueron las variables dependientes, y el sitio, microhábitat y época las independientes o factores. Por tanto, se realizaron tres ANOVAs trifactoriales.

Para analizar la variación en la composición taxonómica, se estimó el índice de Morisita-Horn, para posteriormente emplear el Análisis de conglomerados Cluster y evaluar la similaridad entre sitios y microhábitats.

Para los análisis estadísticos se emplearon los programas SYSTAT versión 9 y el CANOCO versión 4, mientras que para los cálculos ecológicos se empleó el programa ESTIMATES versión 8.

Para abordar el segundo objetivo de relacionar los componentes bióticos con las variables fisicoquímicas se realizaron los siguientes análisis. a) Para analizar la relación entre la estructura de la comunidad (abundancia, riqueza y equitabilidad) y las variables fisicoquímicas se realizaron tres regresiones múltiples. b) Para evaluar la relación de estas variables con la composición taxonómica, se efectuó un Análisis de Correspondencia Canónico con el programa CANOCO, con el cual se evaluó la relación entre las abundancias relativas de 59 taxones de macroinvertebrados acuáticos con las siguientes variables: DBO, temperatura del agua y pH. La selección de estos 59 taxones se basó en que sus abundancias sobrepasaban los 12 individuos, como analogía a los 12 micrositios muestreados. La selección de las variables temperatura, pH y DBO₅ se debió a que fueron las variables que a lo largo del período de estudio presentaron mayores registros de valores críticos.

Finalmente, para abordar el tercer objetivo, se estimaron los siguientes índices para la calidad de agua: BMWP/Col (Biological Monitoring Working Party) modificado de Roldan por Álvarez (2006) (Anexo 3) y BMWP/CR (Anexo 4). Posteriormente,

mediante un Chi cuadrado, se compararon los puntajes de ambos índices biológicos para evaluar el comportamiento de los diagnósticos. Por último, cualitativamente se relacionaron los diagnósticos de estos índices biológicos con el Índice de Calidad de Agua (ICA) adaptado para Panamá (Anexo 2) para evaluar sus semejanzas y diferencias.

RESULTADOS

1. Características Físicoquímicas

Las variables físicoquímicas variaron longitudinalmente, desde la parte alta hacia la parte baja del río, asociado con la llegada de las lluvias (Cuadro 1). El río Capira durante el período de estudio, mostró un DBO_5 de 1.78 ± 1.13 ppm, con un máximo de 5.31 y un mínimo de 0.31, tendiendo a aumentar con el paso de la estación seca a la lluviosa y conforme avanzaba el río hacia su desembocadura. Los valores de temperatura a lo largo del río fueron de 26.4 ± 2.62 °C, manteniéndose en un rango de 20.4°C a 36.1 °C.

El pH en todo el curso del río fue de 8.05 ± 1.04 unidades con un valor máximo de 11.26 y un mínimo de 6.0 unidades. Por su parte, la dureza fue de 81.5 ± 36.7 ppm, siendo el máximo en 203.5 y el mínimo cero. El oxígeno disuelto fue de 6.75 ± 3.46 ppm, manteniéndose entre 5.91 y 10.8 ppm. La conductividad fue de 174.3 ± 68.9 ppm, con un mínimo de 70 y un máximo de 550 ppm.

La turbidez fue de 8.75 ± 11.5 ppm, entre 65.8 y 1.22 ppm. La alcalinidad presentó una medida de 68.7 ± 21.7 NTU, con un máximo de 98.3 y un mínimo de 16.5. El carbono

total mostró un valor de 14.5 ± 8.33 ppm entre 46.4 y 9.35. Los sólidos totales disueltos fueron de 130.3 ± 22.9 ppm con un máximo de 160 y un mínimo de 65.4. Los sólidos suspendidos registraron valores de 4.30 ± 6.71 ppm con un máximo de 44.8 y un mínimo de 0.2.

Los fosfatos mostraron 0.08 ± 0.05 ppm, entre 0.27 y 0.01 ppm. Los nitratos registraron 0.11 ± 0.09 ppm con un máximo de 0.39 y un mínimo de 0.02; y por último los cloritos 12.1 ± 3.10 ppm con un máximo de 18.8 y un mínimo de 4.57 ppm.

Rana Dorada

Este cuerpo de agua de primer orden presentó pozas y rápidos bien definidos sin llanura de inundación. La cobertura boscosa fue de 95% por su ubicación dentro de bosque secundario. El sustrato dominante para ambos microhábitats fue de roca; sin embargo se obtuvo una fluctuación de los otros sustratos entre los microhábitats, siendo grava, hojarasca y arena dominantes en el centro y guijarro con hojarasca en las orillas del río. La anchura, medida como la extensión del espejo de agua, fluctuó entre 0.62 y 4.6 metros, con una velocidad promedio de 15.2 ± 15.2 en la orilla y 13.7 ± 11.1 cm/s en el centro, con una profundidad de 11.7 ± 11.9 en la orilla y 9.63 ± 6.39 cm en el centro.

El DBO para el periodo de estudio mostró un promedio total de 1.87 ± 1.49 ppm, con un pico mínimo de 0.51 ppm en enero y un máximo de 5.31 ppm en marzo. La temperatura del agua tuvo un promedio de 21.9 ± 1.02 °C, con un mínimo de 20.4 °C y un máximo de 24.1 °C. Los valores de pH durante el periodo de muestreo registraron un promedio de 7.99 ± 0.77 unidades, con un valor mínimo de 7.4 y un máximo de 10 unidades.

La dureza tuvo un promedio de 59.7 ± 46.6 ppm, con un mínimo de 17.2 ppm en junio y un máximo de 203.5 ppm durante el mes de mayo. Para el oxígeno disuelto se obtuvieron valores promedios de 6.94 ± 3.54 ppm con un mínimo de 7.02 en agosto y un máximo de 10.59 en julio. En la conductividad se obtuvieron valores promedios de 114.1 ± 42.4 ppm, entre 70 y 214 ppm. Para la turbidez se registró 7.36 ± 6.11 NTU, con un mínimo de 3.42 y un máximo de 22.6 NTU. La alcalinidad promedio 21.3 ± 2.75 ppm, fluctuando entre 16.5 y 24.5 ppm.

El carbono orgánico total registró 11.1 ± 1.31 ppm, entre 9.73 y 11.6 ppm. Los sólidos disueltos mostraron un promedio de 80.3 ± 8.38 ppm con fluctuaciones entre 65.4 y 94. Para los sólidos suspendidos se registró un promedio de 12.1 ± 15.2 ppm, con un mínimo de 1.10 y un máximo de 44.8 ppm. En los fosfatos se obtuvo un promedio de 0.02 ± 0.01 ppm, entre 0.01 y 0.06 ppm. Los nitratos mostraron un promedio de 0.14 ± 0.04 ppm, fluctuando entre 0.1 y 0.24. Por último, los cloruros promediaron 13.6 ± 3.68 ppm, con un pico mínimo de 7.33 y un máximo de 18.8 ppm.

Pailitas

Este cuerpo de agua de tercer orden presentó pozas y rápidos bien definidos con una llanura de inundación. La cobertura boscosa fue de $63.9 \pm 6.11\%$. El sustrato dominante para ambos microhábitats fue rocas relativamente grandes durante todo el muestreo, con paquetes de hojarasca durante el verano. La anchura fluctuó entre 10.2 y 12.7 metros, con una velocidad promedio de 7.46 ± 6.49 en la orilla y 13.3 ± 9.17 cm/s en el centro y una profundidad de 24.2 ± 14.1 en la orilla y 26.6 ± 15.0 cm. en el centro.

El DBO para el periodo de estudio mostró un promedio de 1.88 ± 0.86 ppm, con un pico mínimo de 0.83 ppm en marzo y un máximo de 3.65 ppm en mayo. La temperatura del agua tuvo un promedio de 25.6 ± 1.13 °C, con un mínimo de 24 °C y un máximo de 27.5 °C. Los valores de pH durante el periodo de muestreo registraron un promedio de 8.17 ± 0.61 unidades, con un valor mínimo de 6.85 y un máximo de 9.2 unidades.

La dureza tuvo un promedio de 73.3 ± 40.4 ppm, con un mínimo de 0 ppm en enero y un máximo de 130 ppm durante el mes de mayo. Para el oxígeno disuelto se obtuvieron valores promedios de 6.37 ± 3.36 ppm, con un mínimo de 6.18 en agosto y un máximo de 9.9 en julio. En la conductividad se obtuvieron valores promedios de 167.3 ± 49.9 ppm, entre 130 y 251 ppm. La turbidez se registró un promedio de 2.96 ± 2.08 NTU, con un mínimo de 1.22 y un máximo de 7.1 NTU. La alcalinidad promedio 72.7 ± 14.8 ppm, fluctuando entre 50.2 y 89.9 ppm.

El carbono orgánico total registró 12.6 ± 2.14 ppm, entre 10.8 ppm en junio y 17.1 ppm en enero. Los sólidos disueltos mostraron un promedio de 132.5 ± 10.5 ppm, con fluctuaciones entre 111.2 y 146.7. Para los sólidos suspendidos se registró un promedio de 1.21 ± 0.78 ppm, con un mínimo de 0.5 y un máximo de 2.6 ppm. En los fosfatos se obtuvo un promedio de 0.07 ± 0.02 ppm, entre 0.02 y 0.09 ppm. Los nitratos mostraron un promedio de 0.06 ± 0.038 ppm, fluctuando entre 0.02 y 0.13 ppm. Por último, los cloruros promediaron 10.4 ± 2.92 ppm, con un pico mínimo de 4.57 y un máximo de 14.38 ppm.

Puente Interamericana

Este cuerpo de agua de tercer orden presentó pozas y rápidos bien definidos sin llanura de inundación. La cobertura boscosa fue de $57.1 \pm 10.5\%$. El sustrato fluctuó a través de las épocas para ambos microhábitats, en donde la hojarasca predominó durante el verano, mientras que las rocas y arena dominaron durante el invierno. El ancho fluctuó entre 8 y 9.96 metros, con una velocidad promedio de 6.89 ± 10.8 en la orilla y 9.39 ± 7.40 cm/s en el centro y una profundidad de 31.6 ± 21.4 cm. en la orilla y 36.9 ± 13.0 cm. en el centro.

El DBO para el período de estudio mostró un promedio de 1.73 ± 1.10 ppm, con un pico mínimo de 0.31 ppm en marzo y un máximo de 4.05 ppm en mayo. La temperatura del agua tuvo un promedio de 25.9 ± 0.97 °C, con un mínimo de 24 °C y un máximo de 27.5 °C. Los valores de pH registraron un promedio de 8.46 ± 0.82 unidades, con un valor mínimo de 7.4 y un máximo de 10.47 unidades.

La dureza tuvo un promedio de 88.3 ± 37.2 ppm, con un mínimo de 51.6 ppm en junio y un máximo de 130 ppm durante el mes de mayo. Para el oxígeno disuelto se obtuvieron valores promedios de 6.46 ± 3.30 ppm, con un mínimo de 6.42 ppm en enero y un máximo de 10.36 ppm en julio. En la conductividad se obtuvieron valores promedios de 166.7 ± 27.4 ppm, entre 130 y 200 ppm. Para la turbidez se registró 4.31 ± 3.69 NTU, con un mínimo de 1.45 y un máximo de 10.6 NTU. La alcalinidad promedio fue de 72.9 ± 14.3 ppm, fluctuando entre 55 y 90.4 ppm.

El carbono orgánico total registró 12.3 ± 1.02 ppm, entre 11.2 ppm en junio y 13.7 ppm en enero. Los sólidos disueltos mostraron un promedio de 131.9 ± 17.2 ppm, con fluctuaciones entre 104 y 154. Para los sólidos suspendidos se registró un promedio de

2.97 ± 4.91 ppm, con un mínimo de 0.3 y un máximo de 14.1 ppm. En los fosfatos se obtuvo un promedio de 0.07 ± 0.02 ppm, entre 0.04 y 0.1 ppm. Los nitratos mostraron un promedio de 0.058 ± 0.019 ppm, fluctuando entre 0.03 y 0.08. Por último los cloruros promediaron 10.6 ± 2.94 ppm, con un pico mínimo de 4.81 en enero y un máximo de 15.67 ppm en marzo.

Puente Capira

Este cuerpo de agua de tercer orden presentó pozas y rápidos bien definidas con una pequeña llanura de inundación. La cobertura boscosa fue de 63.9 ± 4.5%. El sustrato dominante durante el muestreo para ambos microhábitat fue la arena, mientras que la hojarasca predominó durante el verano. El ancho fluctuó entre 8.5 y 12.2 metros, con una velocidad promedio de 3.89 ± 5.93 cm/s en la orilla y 8.01 ± 7.68 cm/s en el centro con una profundidad de 22.9 ± 14.7 cm. en la orilla y 26.8 ± 8.56 cm. en el centro.

El DBO para el período de estudio mostró un promedio de 1.63 ± 1.11 ppm, con un pico mínimo de 0.52 ppm en enero y un máximo de 3.65 ppm en mayo. La temperatura del agua tuvo un promedio de 26.7 ± 1.42 °C, con un mínimo de 24.5 °C y un máximo de 29 °C. Los valores de pH registraron un promedio de 7.86 ± 1.35 unidades, con un valor mínimo de 6.4 y un máximo de 11.3 unidades.

La dureza tuvo un promedio de 89.4 ± 20.6 ppm, con un mínimo de 51.6 ppm en junio y un máximo de 116 ppm durante el mes de marzo. Para el oxígeno disuelto se obtuvieron valores promedios de 6.79 ± 3.35 ppm, con un mínimo de 6.1 ppm en agosto y un máximo de 10.25 ppm en julio. En la conductividad se obtuvieron valores promedios de 225.7 ± 119.3 ppm, entre 120 en agosto y 550 ppm en junio. Para la

turbidez se registró 7.49 ± 5.89 NTU, con un mínimo de 1.88 y un máximo de 19.8 NTU. La alcalinidad promedio 75.5 ± 15.4 ppm, fluctuando entre 56 y 93.1 ppm.

El carbono orgánico total registró 26.1 ± 14.9 ppm, entre 12.1 ppm en mayo y 43.6 ppm en febrero. Los sólidos disueltos mostraron un promedio de 130.4 ± 16.9 ppm, con fluctuaciones entre 104 y 153.3 ppm. Para los sólidos suspendidos se registró un promedio de 1.32 ± 1.28 ppm, con un mínimo de 0.4 y un máximo de 2.4 ppm. En los fosfatos se obtuvo un promedio de 0.07 ± 0.02 ppm, entre 0.03 y 0.09 ppm. Los nitratos mostraron un promedio de 0.048 ± 0.024 ppm, fluctuando entre 0.03 y 0.08. Por último los cloruros promediaron 12.1 ± 1.86 ppm, con un pico mínimo de 9.4 en agosto y un máximo de 13.26 ppm en enero.

Villa Rosario

Este cuerpo de agua de tercer orden presentó pozas y rápidos bien definidos con una pequeña llanura de inundación en el costado derecho. La cobertura boscosa fue de 69.9 ± 5.11 . Los sustratos dominantes durante el muestreo para ambos microhábitat fueron la arena y roca, mientras que la hojarasca predominó con mayor abundancia solamente durante el verano. El ancho fluctuó entre 9.3 y 10.1 metros, con una velocidad promedio de 9.13 ± 11.0 cm/s en la orilla y 9.69 ± 7.55 cm/s en el centro y una profundidad de 26.4 ± 13.7 cm. en la orilla y 29.7 ± 12.8 cm. en el centro.

El DBO para el período de estudio mostró un promedio de 1.78 ± 1.23 ppm, con un pico mínimo de 0.52 ppm en enero y un máximo de 3.65 ppm en mayo. La temperatura del agua tuvo un promedio de 28.8 ± 3.55 °C, con un mínimo de 25 °C y un

máximo de 36.1 °C. Los valores de pH registraron un promedio de 7.93 ± 1.36 unidades, con un valor mínimo de 6 unidades en febrero y un máximo de 10.9 unidades en mayo.

La dureza tuvo un promedio de 94.2 ± 35.9 ppm, con un mínimo de 43 ppm en junio y un máximo de 150 ppm durante el mes de mayo. Para el oxígeno disuelto se obtuvieron valores promedios de 6.94 ± 3.56 ppm, con un mínimo de 6.2 ppm en enero y agosto y un pico máximo de 10.77 ppm en julio. En la conductividad se obtuvieron valores promedios de 183.8 ± 37.6 ppm, entre 120 en agosto y 241 ppm en marzo. Para la turbidez se registró 10.68 ± 2.27 NTU, con un mínimo de 7.96 y un máximo de 15.6 NTU. La alcalinidad promedio 80.7 ± 14.2 ppm, fluctuando entre 56 y 98.3 ppm.

El carbono orgánico total registró 12.4 ± 1.83 ppm, entre 9.99 ppm en febrero y 15.87 ppm en mayo. Los sólidos disueltos mostraron un promedio de 145.7 ± 16.7 ppm, con fluctuaciones entre 115.4 y 160 ppm. Para los sólidos suspendidos se registró un promedio de 5.23 ± 3.44 ppm, con un mínimo de 1.3 y un máximo de 11.2 ppm. En los fosfatos se obtuvo un promedio de 0.17 ± 0.06 ppm, entre 0.05 y 0.27 ppm. Los nitratos mostraron un promedio de 0.26 ± 0.084 ppm, fluctuando entre 0.15 y 0.29. Por último los cloruros promediaron 13.8 ± 2.87 ppm, con un pico mínimo de 8.3 en agosto y un máximo de 16.96 ppm en marzo.

Villa Camila

Este cuerpo de agua de tercer orden presentó pozas y rápidos bien definidos con una pequeña llanura de inundación en el costado derecho. La cobertura boscosa fue de 65%. El sustrato dominante durante el muestreo para ambos microhábitat fue la roca, mientras que la hojarasca predominó con mayor abundancia solamente durante el verano

la arena estuvo presente en todo el muestreo en todos los microhábitats pero en menor cantidad. El ancho fluctuó entre 3.6 y 4.4 metros, con una velocidad promedio de 7.81 ± 7.45 cm/s en la orilla y 10.94 ± 7.10 cm/s en el centro y una profundidad de 17.1 ± 9.49 cm. en la orilla y 18.9 ± 11.9 cm. en el centro.

El DBO para el período de estudio mostró un promedio de 1.77 ± 1.12 ppm, con un pico mínimo de 0.41 ppm en enero y un máximo de 3.65 ppm en julio. La temperatura del agua tuvo un promedio de 27.4 ± 0.99 °C, con un mínimo de 26 °C y un máximo de 30.5 °C. Los valores de pH registraron un promedio de 7.76 ± 0.89 unidades, con un valor mínimo de 6.26 en junio y un máximo de 10.2 unidades en mayo.

La dureza tuvo un promedio de 74.5 ± 26.9 ppm, con un mínimo de 34.4 ppm en junio y un máximo de 110 ppm durante el mes de mayo. Para el oxígeno disuelto se obtuvieron valores promedios de 7.12 ± 3.62 ppm, con un mínimo de 6.04 ppm en agosto y un pico máximo de 10.71 ppm en julio. En la conductividad se obtuvieron valores promedios de 163.2 ± 42.6 ppm, entre 76 en junio y 209 ppm en mayo. Para la turbidez se registró 22.2 ± 23.23 NTU, con un mínimo de 2.02 y un máximo de 65.8 NTU. La alcalinidad promedio 67.9 ± 15.7 ppm, fluctuando entre 34.5 y 81.8 ppm.

El carbono orgánico total registró 12.2 ± 2.28 ppm, entre 9.35 ppm en enero y 14.3 ppm en junio. Los sólidos disueltos mostraron un promedio de 141.3 ± 9.44 ppm, con fluctuaciones entre 118.7 y 149.3 ppm. Para los sólidos suspendidos se registró un promedio de 7.05 ± 4.11 ppm, con un mínimo de 0.5 y un máximo de 12.8 ppm. En los fosfatos se obtuvo un promedio de 0.028 ± 0.008 ppm, entre 0.01 y 0.04 ppm. Los nitratos mostraron un promedio de 0.13 ± 0.06 ppm, fluctuando entre 0.09 y 0.24 ppm.

Por último, los cloruros promediaron 12.8 ± 2.47 ppm, con un pico mínimo de 7.4 en junio y un máximo de 15.4 ppm en febrero.

2. Muestreo Biológico

3. Composición taxonómica de los macroinvertebrados acuáticos en el Río Capira

La abundancia y composición taxonómica fue dominada por insectos y moluscos. Durante todo el muestreo, se colectó un total de 25,889 individuos correspondientes a 12 órdenes, 62 familias, 115 taxa y 96 géneros de insectos; unido a cinco phylum y ocho taxones de otros macroinvertebrados acuáticos no insectos, constituyendo en total 123 taxones (Cuadro 2).

De la totalidad de taxones, 112 se colectaron en el verano constituyendo 41 taxones exclusivos para este período y con 80 en el invierno con nueve taxones exclusivos. De acuerdo a los microhábitats, 111 taxones se colectaron en la orilla, siendo 21 taxones exclusivos para este microhábitat, y 99 taxones fueron colectados en el centro del río, abarcando 11 taxones únicos en dicho microhábitat.

Los órdenes de insectos dominantes fueron: Diptera con 11,323 (43.7%) individuos, Ephemeroptera con 8,498 (32.8%), Trichoptera con 1,575 (6.10 %) y Coleoptera con 1,266 (4.9%). Éstos constituyeron el 87.5% del total de macroinvertebrados acuáticos colectados en los sitios evaluados. Por su parte los macroinvertebrados acuáticos no insectos, presentaron en Mollusca la mayor cantidad de individuos con 1,780 (6.87%), Tricladida con la familia Planariidae con 281 (1.1%) individuos, Oligochaeta con 57 (0.22%), Nematomorpha con 22 (0.085%) y Crustácea con 15 (0.057%) individuos (Fig. 1).

El orden Diptera contó con 11 familias y 23 taxa, de las cuales la familia Chironomidae fue la más abundante de todo el muestreo con 10,774 (41.6%) individuos, siendo la tribu Chironomini la más abundante con 6,066 (53.6%) ejemplares y Tanytarsini la tribu menos abundante con 490 representantes. Ephemeroptera estuvo representado por siete familias y 18 taxones, de los cuáles Leptohyphidae, y específicamente el género *Tricorythodes*, fue el más abundante, con 3,034 (11.7%) individuos.

El orden Trichoptera presentó 10 familias y 20 taxa, siendo la familia Hydropsychidae la más abundante con 617 (39.2%) individuos. Coleoptera contó con 11 familias y 23 taxas, la familia Elmidae fue la más abundante con 1,110 (4.27%) individuos, siendo el género *Neoelmis* el más dominante con 557 individuos, constituyendo el 44 % del orden.

Los órdenes con menor abundancia fueron: Odonata con ocho familias y 15 taxones, constituyendo 890 (3.44%) individuos; Heteroptera con siete familias y siete taxones, abarcando 92 (0.36%) individuos; Plecoptera con 31 (0.12%) individuos del género *Anacroneturia*; Collembola con dos familias abarcando 29 (0.11%) individuos; Lepidoptera con la familia Pyralidae y dos géneros constituyó 19 (0.073%) individuos; Neuroptera con cinco (0.019%) individuos del género *Sisyra*; Megaloptera con la familia Corydalidae y dos géneros constituyó cuatro (0.015%) individuos y Orthoptera con la familia Blatellidae con tres (0.012%) individuos.

Rana Dorada

En esta estación durante todo el estudio, se reportaron 1593 individuos distribuidos en 64 taxa, 41 familias y nueve órdenes de insectos acuáticos (Cuadro 2).

Los órdenes dominantes en todos los sitios fueron Diptera con 957 (60.1%) individuos y Ephemeroptera con 257 (16%) individuos, seguido por Coleoptera con 138 (8.6%) y por último Trichoptera con 89 (5.58%). Estos cuatro órdenes abarcaron el 90.5% del total de insectos (Fig. 2).

El orden Diptera estuvo representado por ocho familias, siendo Chironomidae la más abundante con 832 individuos, con las tribus Chironomini y Orthoclaadiinae las más abundantes, constituyendo el 73.5% del total del orden. Ephemeroptera estuvo representado por cinco familias, de las cuáles Leptophlebiidae, específicamente el género *Parrodes* fue el más abundante con 126 individuos, constituyendo el 49% del total del orden.

El orden Coleoptera se registró ocho familias, de las cuales Elmidae con 87 individuos y Ptilodactylidae del género *Anchytarsus* con 38 individuos fueron las más abundantes, constituyendo el 90.6% del orden. La familia Elmidae presentó ocho géneros, siendo *Heterelmis* el más abundante con 42 individuos. Trichoptera presentó seis familias, de las cuáles Hydropsychidae con 58 individuos fue la más abundante, constituyendo el 65.2% del total del orden, siendo el género *Smicridea* el más abundante con 40 individuos,

Los órdenes con menor abundancia fueron: Odonata con 43 (2.7%) individuos, seis familias y siete géneros, siendo la familia Megapodarionidae con el género *Heteragrion* la más abundante con 30 individuos constituyendo el 69.7% del total del orden; Heteroptera presentó 33 (2.1%) individuos distribuidos en cuatro familias y cuatro taxas, siendo la familia Veliidae, específicamente el género *Rhagovelia* como el más abundante con 26 individuos.

El orden Plecoptera presentó 12 (0.7%) individuos del género *Anacroneuria*; Collembola con 11 (0.69%) individuos de las familias Entomobryidae e Isotomidae y por último Orthoptera con tres (0.2%) de la familia Blatellidae. También se destaca la presencia de otros macroinvertebrados acuáticos, destacándose el Orden Tricladida con la familia Planariidae con 36 individuos.

Pailitas

En este sitio se reportaron 5260 individuos, distribuidos en 66 taxa, 38 familias y 9 órdenes de insectos acuáticos (Cuadro 2). Los órdenes dominantes fueron Diptera con 2626 (49.9%), Ephemeroptera con 1,522 (28.9%), Trichoptera con 525 (9.9%) y por último Coleoptera con 267 (5.07%) individuos. Estos cuatro órdenes abarcan el 94% del total de insectos colectados en Pailitas (Fig. 3).

El orden Diptera estuvo representado por ocho familias, siendo Chironomidae la más abundante con 2,437 individuos, en esta familia se destaca las tribus Chironomini con 1201 y Tanypodinae con 623 individuos, constituyendo el 69.5% del total del orden. Ephemeroptera estuvo representado por cuatro familias, de las cuales Leptohiphidae, específicamente los géneros *Tricorythodes* con 465 y *Leptohiphes* 301 individuos fueron los más abundantes, constituyendo el 50.3% del total del orden.

El orden Trichoptera presentó diez familias, de las cuales Hydropsychidae con 196 individuos y Glossosomatidae con 171 individuos fueron las más abundantes constituyendo el 70 % del total del orden; de la familia Hydropsychidae sólo se registraron los géneros *Smicridea* con 144 y *Macronema* con 52 individuos, mientras que en Glossosomatidae se colectaron los géneros *Protoptila* con 167 y *Mortoniella* con

cuatro individuos. Entre los Coleoptera se registraron tres familias, siendo Elmidae la más abundante con 211 individuos, constituyendo el 79% del orden, la misma presentó seis géneros, destacándose *Neoelmis* como el más abundante con 114 individuos.

Los órdenes con menor abundancia fueron: Odonata con 145 (2.75%) individuos, siete familias y doce géneros, siendo la familia Coenagrionidae con el género *Argia* la más abundante con 75 individuos, constituyendo el 51.7% del total del orden. Por su parte, el orden Heteroptera presentó 38 (0.72%) individuos representado por tres familias, siendo Veliidae con el género *Rhagovelia* la más abundante con 26 individuos.

En Lepidoptera se colectaron 14 (0.26) individuos del género *Petrophila*, en Plecoptera se registró seis (0.1%) individuos del género *Anacroneturia* y por último Megaloptera con dos (0.03%) individuos del género *Chloronia*. También, se destaca la presencia de otros macroinvertebrados acuáticos, siendo los más abundantes Gastropoda con 49 individuos y el Orden Tricladida con la familia Planariidae con 36 individuos. Es importante destacar la presencia típica de varios taxos de peces en posas después de la colecta de las muestras.

Puente Interamericana

En esta estación se reportaron 4,115 individuos, distribuidos en 61 taxa, 30 familias y ocho órdenes de insectos acuáticos (Cuadro 2). Los órdenes dominantes fueron Ephemeroptera con 1699 (41.2%) individuos, Diptera con 1285 (31.2%) individuos, Coleoptera con 275 (6.70%) y por último Trichoptera con 263 (6.39%) individuos. Estos cuatro órdenes abarcan el 85.6% del total de insectos colectados en este sitio (Fig.4).

El orden Ephemeroptera estuvo representado por cuatro familias, de las cuáles Leptohyphidae, específicamente los géneros *Tricorythodes* con 410 individuos y *Leptohyphes* 382 individuos fueron los más abundantes, constituyendo el 46.6% del total del orden. También es destacable mencionar la contribución de la familia Leptophlebiidae con el género *Farrodes* con 356 individuos.

El orden Diptera estuvo representado por seis familias, siendo Chironomidae la más abundante con 1,219 individuos. En esta familia se destaca las tribus Chironomini con 649 y Tanypodinae con 397 individuos, constituyendo el 85.8% del total del orden.

El orden Coleoptera registró tres familias, siendo Elmidae la más abundante con 249 individuos, constituyendo el 90.5% del orden, la misma presentó diez géneros, siendo *Neoelmis* el más abundante con 126 individuos. Trichoptera presentó siete familias, siendo Hydropsychidae la más abundante con 94 individuos, constituyendo el 35.7 % del total del orden, sólo se registraron los géneros *Macronema* con 49 y *Smicridea* con 45 individuos de la familia Hydropsychidae.

Los órdenes con menor abundancia fueron: Odonata con 189 (2.75%) individuos, cinco familias y diez géneros, siendo la familia Libellulidae la más abundante, específicamente los géneros *Macrothemis* con 88 y *Brechmorhoga* con 23 individuos constituyendo el 58.7% del total del orden. Por su parte el orden Heteroptera presentó cinco (0.12%) individuos representado por tres familias.

Dentro de los Lepidoptera sólo se colectó un individuo del género *Petrophila* y por último Collembola con un individuo de la familia Istomidae. Por otro lado, se destaca la presencia de otros macroinvertebrados acuáticos, siendo los más abundantes Gastropoda con 231, Bivalvia con 50 y el Orden Tricladida con la familia Planariidae con

87 individuos. Además de la presencia de peces que fueron típicamente encontrados en pozas después de la colecta de las muestras.

Puente Capira

En este sitio, se reportaron 5,624 individuos, distribuidos en 59 taxa, 32 familias y siete órdenes de insectos acuáticos (Cuadro 2). Los órdenes dominantes fueron Diptera con 2921 (51.9%) individuos, Ephemeroptera con 1717 (30.5%), Coleoptera con 197 (3.50%), Odonata con 141 (2.51%) y por último Trichoptera con 130 (2.31%). Estos cinco órdenes abarcan el 90.8% del total de insectos colectados en este sitio (Fig. 5).

El orden Diptera estuvo representado por siete familias, siendo Chironomidae la más abundante con 2,838 individuos. En esta familia se destaca las tribus Chironomini con 1,920 y Tanypodinae con 728 individuos, constituyendo el 97.2% del total del orden. Los Ephemeroptera estuvieron representado por cinco familias, de las cuales Leptohephidae, específicamente el género *Tricorythodes* con 902 individuos fue la más abundante, constituyendo el 52.5% del total del orden.

El orden Coleoptera presentó tres familias, siendo Elmidae la más abundante con 188 individuos, constituyendo el 95.4% del orden. La misma presentó seis géneros, siendo *Neoelmis* el más abundante con 105 individuos. Odonata presentó cuatro familias y ocho géneros, siendo la familia Libellulidae la más abundante, específicamente los géneros *Macrothemis* con 43 y *Brechmorhoga* con 33 individuos; constituyendo ambas el 54% del total del orden.

El orden Trichoptera presentó ocho familias, siendo las más abundantes Glossosomatidae (34), Hydropsychidae (26), Policentropidae (23) y leptoceridae (22) individuos, constituyendo el 80.7 % del total del orden. Los órdenes con menor abundancia fueron: Heteroptera con siete (0.12%) individuos representado por cuatro familias y Neuroptera con un individuo del género *Sisyra*. Se destaca la presencia de otros macroinvertebrados acuáticos no insectos, siendo Bivalvia con 279 y Gastropoda con 181 individuos los más abundantes.

Villa Rosario

En esta estación se reportaron 6,034 individuos, distribuidos en 67 taxa, 37 familias y nueve órdenes de insectos acuáticos (Cuadro 2). Los órdenes dominantes fueron Diptera con 2198 (36.4%) individuos, Ephemeroptera con 2029 (33.6%), Coleoptera con 297 (4.9%), Trichoptera con 238 (3.94%) y por último Odonata con 218 (3.61%). Estos cinco órdenes abarcan el 82.5% del total de insectos colectados en este sitio (Fig. 6).

El orden Diptera estuvo representado por seis familias, siendo Chironomidae la más abundante con 2,157 individuos. En esta familia se destaca las tribus Chironomini con 1125 y Tanypodinae con 885 individuos, constituyendo el 91.4% del total del orden. Ephemeroptera estuvo representado por cinco familias, de las cuales Leptohiphidae, específicamente el género *Tricorythodes* con 1,063 individuos fue el más abundante, constituyendo el 52.4% del total del orden.

El orden Coleoptera presentó cinco familias, siendo Elmidae la más abundante con 288 individuos, constituyendo el 97% del orden, la misma presentó seis géneros,

siendo *Neoelmis* el más abundante con 156 individuos. Trichoptera presentó siete familias, siendo Calamoceratidae con el género *Phylloicus*, e Hydropsychidae, las más abundantes con 70 y 54 individuos, constituyendo el 52.1 % del total del orden.

El orden Odonata presentó siete familias y doce géneros, siendo la familia Coenagrionidae (81), Libellulidae (72) y Gomphidae (59) individuos las más abundantes, constituyendo el 97.2 % del total del orden. Los órdenes con menor abundancia fueron: Heteroptera presentó seis individuos representado por cuatro familias, Neuroptera con cuatro individuos del género *Sisyra*, Lepidoptera se colectó un individuo del género *Parapoynx* y por último Megaloptera con un individuo del género *Corydalis*. Por otro lado, se destaca la presencia de otros macroinvertebrados acuáticos, siendo Bivalvia con 601 y Gastropoda con 360 individuos los más abundantes. Es importante destacar la presencia de peces en las pozas durante la colecta de la época de verano.

Villa Camila

En este sitio se reportaron 3,263 individuos, distribuidos en 59 taxa, 36 familias y 10 órdenes de insectos acuáticos (Cuadro 2). Los órdenes dominantes fueron Diptera con 1,336 (41%), Ephemeroptera con 1,274 (39%), Trichoptera con 330 (10.1%), Odonata con 154 (4.72%) y por último Coleoptera con 92 (2.8%) individuos. Estos cinco órdenes abarcan el 97.6% del total de insectos colectados para este sitio (Fig.7).

El orden Diptera estuvo representado por seis familias, siendo Chironomidae la más abundante con 1,289 individuos. En esta familia se destaca las tribus Chironomini con 795 y Tanypodinae con 269 individuos, constituyendo el 79.6% del total del orden. Los Ephemeroptera estuvieron representados por cuatro familias, de las cuales

Leptophlebiidae con 473 individuos y Caenidae con 273 individuos fueron las más abundantes. Leptophlebiidae presentó dos géneros siendo el género *Farrodes* con 445 individuos el más abundante, mientras que en Caenidae sólo presentó el género *Caenis*; constituyendo el 56.4% del total del orden.

El orden Trichoptera presentó nueve familias, siendo Hydropsychidae la más abundantes con 189 individuos distribuidos en los géneros *Macronema* y *Smicridea*, constituyendo el 57.3 % del total del orden. Odonata presentó siete familias y doce géneros, siendo la familia Coenagrionidae la más abundantes con 107 individuos, distribuidos en los géneros *Argia* con 97 y *Nehalania* con 10 individuos; constituyendo el 69.4 % del total del orden.

El orden Coleoptera presentó cinco familias y 10 taxa, siendo Elmidae la más abundante con 87 individuos, constituyendo el 94.6% del orden, la misma presentó seis géneros, siendo *Neoelmis* el más abundante con 51 individuos. Los órdenes con menor abundancia fueron: Collembola con 16 (0.50%) individuos de la familia Entomobryidae, Plecoptera con 13 (0.40%) individuos del género *Anacroneturia*, Heteroptera presentó tres individuos de la familia Veliidae, específicamente del género *Rhagovelia*.

El orden Lepidoptera presentó tres individuos del género *Petrophila*; por último solo se colectó un individuo de Megaloptera del género *Chloronia*. Por otro lado, se destaca la presencia de otros macroinvertebrados acuáticos no insectos, siendo Gastropoda con 28 y Planariidae con nueve individuos los más abundantes.

4. Distribución de las comunidades de los macroinvertebrados acuáticos a través del Río Capira

a) Estructura de la comunidad de los macroinvertebrados acuáticos

En términos de abundancia, se obtuvieron diferencias significativas entre las estaciones de muestreo ($F_{(5,4703)} = 299.4$, $p < 0.0001$) (Fig. 8) siendo Villa Rosario la de mayor abundancia y Rana Dorada la de menor abundancia (Fig. 8a); asimismo, durante la época de verano se colectó mayor cantidad de insectos que en la de invierno ($F_{(1,4703)} = 2502.5$, $p < 0.0001$) (Fig. 9a); sin embargo, no se obtuvieron diferencias entre el centro y la orilla del río ($F_{(1,4703)} = 2.40$, $p > 0.05$) (Fig. 10a).

Con relación a la riqueza de taxones, se obtuvieron diferencias significativas entre las estaciones de muestreo, siendo Villa Rosario la más rica mientras que las estaciones Puente Capira y Villa Camila fueron las más pobres ($F_{(5,4703)} = 397.9$, $p < 0.0001$) (Fig. 8b); por su parte el verano resulta ser más rico que el invierno ($F_{(1,4703)} = 2985.5$, $p < 0.0001$) (Fig. 9b); pero no se obtuvieron diferencias entre el centro y la orilla del río ($F_{(1,4703)} = 0.61$, $p > 0.05$). (Fig. 10b)

En la equitabilidad, se encontraron diferencias entre las estaciones de muestreo, en donde Rana Dorada es la más heterogénea y Puente Interamericana la menos heterogénea ($F_{(5,4703)} = 299.4$, $p < 0.0001$) (Fig. 8c); mientras que en la época, el invierno resultó ser más heterogéneo que el verano ($F_{(1,4703)} = 2502.5$, $p < 0.0001$) (Fig. 9c); no obstante no hay diferencias entre la orilla y el centro del río. ($F_{(1,4703)} = 2.40$, $p > 0.05$). (Fig. 10c)

b) Composición taxonómica de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos

El análisis de conglomerados mediante el índice de Morisita-Horn, indica que la composición taxonómica en Rana Dorada está separada de las demás estaciones de muestreo. Los sitios con gradiente altitudinal (171-107msnm) tienen alta similitud (rango 74-89%) en la composición taxonómica. (Fig. 11a).

Por su parte, en el cluster entre estaciones con microhábitat se observa que las mayores similitudes fueron entre la orilla y centro del mismo sitio en las estaciones Pailitas, Puente Capira, Villa Rosario y Villa Camila; sin embargo, en Rana Dorada y Puente Interamericana no se obtiene dicho patrón. En el sitio Rana Dorada orilla se separa por completo de los demás sitios, pero Rana Dorada centro tiende a una mayor similitud con Puente Interamericana Centro, mientras que Puente Interamericana orilla tiende a asemejarse mayormente a los microhábitat de Puente Capira. (Fig. 11b)

5. Relaciones de las variables Físicoquímicas con la distribución de las Comunidades de los Macroinvertebrados Acuáticos a través del Río Capira

a) Estructura de la comunidad de los macroinvertebrados acuáticos

La abundancia muestra una fuerte asociación con los factores abióticos ($R^2=0.031$, $F_{(18,4693)}=8.35$, $p<0.0001$), la cuál aumenta directamente con el aumento del carbono orgánico total ($p=0.004$) y disminuye con el aumento de la profundidad de la columna de agua ($p=0.002$).

La riqueza presenta una fuerte asociación de los insectos con las variables físicoquímicas ($R^2=0.60$, $F_{(18,4693)}=392.1$, $p<0.0001$), presentando relaciones positivas con la anchura del río ($p=0.000$), velocidad de la corriente ($p=0.000$), cobertura boscosa

($p=0.000$), pH ($p=0.000$), sólidos disueltos ($p=0.000$), sólidos suspendidos ($p=0.000$) y fosfatos ($p=0.000$); mientras que presentó relaciones inversas con la precipitación ($p=0.000$), profundidad de la columna de agua ($p=0.000$), temperatura ($p=0.000$), turbidez ($p=0.000$), demanda bioquímica de oxígeno ($p=0.000$), carbono orgánico total ($p=0.000$), conductividad ($p=0.000$), dureza ($p=0.000$), nitratos ($p=0.000$) y cloruros ($p=0.000$).

La equitabilidad muestra una fuerte asociación con las variables fisicoquímicas ($R^2=0.52$, $F_{(18,4693)}=279.4$, $p<0.0001$); presenta una relación directa con las variables profundidad de la columna de agua ($p=0.000$), anchura del río ($p=0.000$), cobertura boscosa ($p=0.000$), temperatura ($p=0.000$), conductividad ($p=0.017$), cloruros ($p=0.000$), demanda bioquímica de oxígeno ($p=0.000$), nitratos ($p=0.000$), dureza ($p=0.000$), carbono orgánico total ($p=0.000$), y turbidez ($p=0.000$); sin embargo, muestra una relación inversa con las variables alcalinidad ($p=0.002$), pH ($p=0.000$), sólidos disueltos ($p=0.000$), sólidos suspendidos ($p=0.000$) y fosfatos ($p=0.000$).

b) Composición Taxonómica de la comunidad de los macroinvertebrados acuáticos

La inercia total fue de 0.718; los primeros 4 ejes del análisis de correspondencia canónico explicaron el 58.8 % de la variación total ($p=0.005$) de las abundancias de los 59 taxones (cuadro 2). Los primeros 2 ejes explican el 38.3% de la variación total de los taxa con las variables abióticas (Cuadro 3, Fig. 12).

En general se obtiene una relación inversa entre la temperatura con las variables pH-DBO₅. El eje 1 (22.5% de variación) fue extensamente definido por la temperatura. La prueba de Montecarlo ($p=0.02$) para el eje 1 indica fuertemente que la temperatura explica la

mayor variación en su relación con los taxones. *Stenonema*, *Cylloepus*, Bivalvos y *Progomphus* son de los taxones que más se asocian a las mayores temperaturas en este eje.

El eje 2 (15.9% de variación total) fue definido mayormente por la demanda bioquímica de oxígeno y muy débilmente por el pH. En particular, la ocurrencia de *Mayobaetis*, *Baetodes*, *Vacuperinus*, y *Thraulodes* suceden asociados en las mayores demandas bioquímicas de oxígeno para este eje. Los ejes 3 y 4 (5 % y 15% de la variación total no se muestra en la Fig. 12) fueron definidos por el pH, que sin embargo no muestra relación con ninguno de los taxones.

Es destacable mencionar que gran parte de los grupos de taxones tendían a preferir temperaturas alrededor 25-30 °C, con DBO alrededor de 1,45-2.21 ppm y un pH de 7.75-8.24 unidades. Por ejemplo, se establecieron asociaciones como *Anchytarsus*, *Leptonema* y *Neocylloepus* que se encuentran asociados en aguas con bajas temperaturas (menor a 24 °C) y baja demanda bioquímica de oxígeno (menor a 1,44 ppm) típicas de nacientes de ríos; mientras que los géneros *Baetodes* y *Mayobaetis*, se encuentran relacionados con bajas temperaturas y alta demanda bioquímica de oxígeno y *Protoptila* se asocia con alto pH, baja temperatura y mayor demanda bioquímica de oxígeno. (Fig. 12)

6. Calidad del Agua

En la estimación de la calidad del agua se observó una diferencia de criterios entre los índices biológicos, con el BMWP/Col tendiendo a sobrevalorar los puntajes de las familias de macroinvertebrados acuáticos en comparación con el BMWP/CR ($X^2=192.5$, $gl=90$, $p<0.0001$) (Fig. 13); sin embargo, cuando se establecen las relaciones cualitativas

en los diagnósticos de los índices biológicos con el químico, se observa que el BMWP/Col presenta una mayor relación con el Índice de Calidad de Aguas.

De acuerdo a los resultados obtenidos, se observa una tendencia a la degradación de la calidad biológica del agua en el río, conforme se avanza río abajo y transcurre el tiempo desde la época de verano hasta llegar al invierno. Durante la estación seca, los sitios Rana Dorada (en la naciente) y Pailitas muestran excelentes condiciones de calidad de agua. Sin embargo después de la estación Puente Interamericana hasta Villa Rosario la puntuación tiende a disminuir levemente, llegando a buena calidad, no obstante, en Villa Camila la condición vuelve a ser excelente (Cuadro 4b).

Por su parte, durante la época lluviosa, la calidad del agua se reduce, y los diagnósticos brindados por los índices BMWP indican que las estaciones Rana Dorada, Puente Interamericana, Puente Capira y Villa Rosario presentan calidad regular, mientras que Pailitas muestra buena calidad y finalmente Villa Camila (cerca de la desembocadura) manifiesta calidad regular según el BMWP/Col; según el BMWP/CR, este último sitio manifiesta mala calidad (Cuadro 4).

DISCUSIÓN

Nuestra comprensión de la dinámica, estructura y composición taxonómica en ríos neotropicales ha incrementado en años recientes; sin embargo, los estudios permanecen limitados a pocas áreas geográficas y cortos periodos de tiempo (Ramírez y Pringle, 1998a; Ramírez y Pringle, 1998b; Ramírez *et al.*, 1998; Ramírez & Pringle, 2001).

La información aprovechable acerca de la estructura de la comunidad de los macroinvertebrados bénticos en Centroamérica es escasa, y menos aún acerca de la ecología de la comunidad (Flowers, 1991). Sin embargo, existe un número considerable de estudios para otras zonas tropicales como Hong Kong (ej Dudgeon, 1983; Dudgeon, 1988; Dudgeon, 1989; Dudgeon, 1990; Dudgeon, 1999) y el trópico australiano (ej. Pearson *et al.*, 1986; Pearson y Tobin, 1989; Pearson *et al.*, 1989; Hearnden y Pearson, 1990; Pearson y Connolly, 2000; Cheshire *et al.*, 2005; Boyero y Pearson, 2006; Boyero *et al.*, 2006; Bastian *et al.*, 2007; Boyero *et al.*, 2007; Bastian *et al.*, 2008; Boyero *et al.*, 2008; Connolly *et al.*, 2008).

En Panamá, solamente unos pocos estudios han examinado estructura de la comunidad béntica (Boyero y Bailey, 2001; Boyero y DeLope, 2002; Boyero y Bosch, 2004; Medianero y Samaniego, 2004) y a lo largo de gradientes altitudinales (Flowers, 1991). El presente estudio es el primero que simultáneamente evalúa la estructura y

composición taxonómica de los macroinvertebrados bénticos en el centro y orilla del río comparando su relación con parámetros ambientales para un río neotropical, contribuyendo consecuentemente para nuestra comprensión de la diversidad en escalas temporales y espaciales en el río Capira.

1. Características Fisicoquímicas

Los altos valores de dispersión en la mayoría de las variables fisicoquímicas reflejan que la naturaleza química del agua es heterogénea para los puntos de muestreo. Según Posada *et al.* (2000), en las latitudes tropicales donde la luz y la temperatura son relativamente constantes en el curso del año, las variaciones estacionales dependen del efecto de las lluvias o las sequías en el volumen de agua transportado, que a su vez influye en las condiciones, tipos y diversidad de hábitats disponibles.

De acuerdo a los promedios por época de las variables fisicoquímicas, un grupo de éstas fue disminuyendo desde la parte alta hasta la parte baja del río. Entre éstas se encuentran la temperatura del agua, los sólidos disueltos, conductividad, alcalinidad, turbidez (solamente en invierno) y dureza total (solamente en verano), destacándose solamente Puente Capira con niveles críticos en la dureza.

La conductividad presentó valores que fluctuaron entre 70 y 550 ppm, su variación fue notablemente alta cerca de la desembocadura en Villa Camila, este comportamiento se dio principalmente con la precipitación, porque causó el efecto del lavado de los suelos desprotegidos de la cuenca y de las fuentes de contaminación presente en el sitio.

La turbidez registró valores altos en Villa Camila durante junio, julio y agosto entre 54.32 y 65.8, coincidiendo con las mayores precipitaciones en el periodo de estudio, evidenciando de tal manera el estado de deterioro que presenta el sitio afectado por problemas de deforestación y erosión. Nieves (1989) menciona que la alta turbidez representa un factor negativo para la vida de los organismos acuáticos porque afecta al proceso respiratorio. Esto coincide con Villa Camila, pues se detectaron ligeros niveles críticos sobre las 3 ppm de DBO_5 durante el invierno.

El oxígeno disuelto presentó una ligera disminución en Pailitas y Puente Interamericana durante el verano. Esto podría indicar un aporte alóctono en dicho sitio; sin embargo, dicha situación no sucedió en los demás sitios, esto significa que el tramo estudiado en el Río Capira no supera la capacidad de asimilación del medio, y por consecuencia en Pailitas y Puente Interamericana las condiciones ambientales eran aceptables.

A pesar de que los resultados de las variables fisicoquímicas apuntan hacia un deterioro gradual de las condiciones ambientales del río aguas abajo, en su mayoría los valores promedio no mostraron números críticos. Esto podría indicar un deterioro progresivo, como consecuencia del incremento de la carga orgánica. Entre las principales causas que se observaron para este hecho se podría mencionar la deforestación, erosión y el ingreso al río de las aguas residuales provenientes de los asentamientos humanos.

En términos generales y considerando los resultados fisicoquímicos obtenidos, se puede afirmar que los desechos orgánicos que se vierten en los ríos se encuentran dentro del marco legal y no deberían ocasionar ningún efecto negativo. A pesar de esto, se observaron en los puntos de muestreo signos claros de que los vertidos están afectando al

río. Por ejemplo, durante la época de invierno, la estación Villa Camila presentó aguas muy turbias y oscuras.

Sin embargo, no se le está dando importancia al caudal del río en el que se vierten las aguas residuales, porque la capacidad de asimilación de desechos vertidos que puede tener un río depende en gran medida de la dilución del ecosistema acuático, dado que ésta es más rápida en un río grande y de aguas turbulentas que en un riachuelo como Villa Camila. Por tanto, en Villa Camila se requerirá más tiempo para poder eliminar el desecho.

2. Muestreo Biológico

3. Composición de los macroinvertebrados acuáticos en el Río Capira

La composición bentónica fue dominada por los órdenes Diptera (principalmente Chironomidae), Ephemeroptera (*Tricorythodes*, *Leptohyphes*, *Farrodes*, *Thraulodes*, *Baetis?*), Trichoptera (Hidropsychidae) y Coleoptera (Elmidae), lo que coincide con lo reportado para otras áreas de Centroamérica como Costa Rica y Panamá (Flowers, 1991; Flowers y Pringle, 1995; Ramírez y Pringle, 1998a; Ramírez y Pringle, 2001) y para otras regiones de los ríos de Sudamérica (Turcote y Harper, 1982; Flecker y Feifarek, 1994; Sanches y Froehlich, 2001) e Indonesia (Dudgeon, 2006).

En todos los sitios muestreados en el río Capira, la dominancia se alternó entre Chironomidae y Ephemeroptera, lo que podría ser resultado de las mejores adaptaciones de estos taxones para prevenir la depredación, disminuir los efectos de perturbaciones causadas por los grandes macroconsumidores omnívoros en el sistema (cortos ciclos de vida) y disminuir las perturbaciones ambientales.

La familia Chironomidae fue la menos afectada por las perturbaciones de la época lluviosa, siendo la más dominante en gran parte de los sitios muestreados (a excepción de Puente Interamericana); esto puede estar relacionado a su habilidad para construir refugios que le suministran protección contra las perturbaciones abióticas y bióticas como los macroconsumidores (peces y crustáceos) (Ramírez y Pringle, 1998c) y también a ser la más apta para los diferentes modos de alimentación dependiendo de los recursos alimenticios disponibles (Benstead *et al.*, 2003). En esta familia, la tribu más abundante a lo largo de todo el muestreo fue Chironomini, la cual puede ser indicativa de un sistema afectado por alguna alteración ecológica.

Los Ephemeroptera y los Trichoptera son comúnmente encontrados en altos porcentajes en zonas con mejores condiciones ecológicas (Posada *et al.* 2000), lo que contribuye para que presenten una importante abundancia relativa en relación con otros grupos. Investigaciones previas manifiestan que los sitios con algún grado de alteración ecológica tienden a albergar comunidades de macroinvertebrados muy diferentes a las de sitios no perturbados como bosques primarios (Ramírez y Pringle, 1998b; Benstead y Pringle, 2004). Esto se reflejó en la composición taxonómica de nuestro muestreo, dado que los taxones presentes dentro del Parque Nacional Altos de Campana fueron diferentes a los del resto de estaciones de muestreo que se ubicaban fuera del mismo Parque Nacional.

Estos lugares posteriores a la parte media del río mostraron menor cobertura boscosa, presentando algún grado de alteración del hábitat (i.e., sedimentación y deforestación), beneficiando a otros taxones bénticos, tal y como las efímeras *Caenis*,

moluscos y crustáceos como *Macrobrachium*, liderando consecuentemente la reducción de la riqueza taxonómica en los sitios de muestreo.

Durante las épocas del muestreo, se observaron diferencias en las proporciones entre los taxones de macroinvertebrados, lo que se puede explicar por los diferentes comportamientos e historias evolutivas. Por ejemplo, los Baetidae en nuestro muestreo tuvieron similares proporciones en ambas épocas, lo que puede estar en relación a su tendencia a entrar en la deriva durante la noche mientras se alimenta, por lo que tiene una alta capacidad de colonización después de una perturbación (Ramírez y Pringle, 1998c)

4. Distribución de las Comunidades de los macroinvertebrados Acuáticos a través del Río Capira

a) Estructura de la comunidad de los macroinvertebrados acuáticos

Esta investigación ha ayudado a comprender cómo los cambios en las precipitaciones, en la cobertura boscosa y en la vegetación riparia afecta las comunidades bénticas del río. Nuestros resultados corroboran las conclusiones de Ramírez y Pringle (2001), donde sugieren que la variación en las lluvias es el principal factor que define los modelos de estacionalidad en ríos tropicales de tierras bajas, mientras que la vegetación riparia causa una zonación del río, lo que provoca cambios en la geomorfología del ecosistema y por consecuencia cambios fisicoquímicos en el agua.

En el transcurso de las épocas meteorológicas, comprobamos que la abundancia y riqueza de los macroinvertebrados acuáticos fueron menores durante la época lluviosa, lo que podría ser producto de los cambios en las descargas de sedimentos e incremento de la turbidez en el río, tal como sucedió principalmente en Villa Camila durante la época

lluviosa. Estudios previos efectuados en Costa Rica han demostrado que las crecidas durante la época lluviosa reducen la abundancia de macroinvertebrados bénticos porque los niveles de descargas al río incrementan positivamente con las lluvias (Ramírez y Pringle 1998a; Ramírez y Pringle, 2001).

Según Rincón (2003), la precipitación afecta de manera indirecta a la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, porque influye en el comportamiento del parámetro químico del agua, y por tanto la cantidad y la calidad del sustrato alimenticio se transforma por completo mientras la estructura de los ambientes (lótico y léntico) son afectados por las crecidas del río. Por su parte, Araúz *et al.* (2000) destaca que la precipitación afecta de manera directa a que los insectos sean arrastrados por las corrientes y depositados en diferentes partes del cauce del río, influyendo en la distribución de éstos.

La equitabilidad, contrariamente a la riqueza y abundancia, tendió a aumentar durante la época de invierno, lo que podría ocurrir porque las lluvias eliminaron a los menos adaptados para el cambio abiótico, lo que pudo eliminar la dominancia de ciertos taxones para favorecer a los más aptos al cambio y equilibrar la comunidad.

En cuanto a las estaciones de muestreo, la abundancia fue mayor en la parte baja del río en donde se presentaban los asentamientos humanos, específicamente en Villa Rosario y Puente Capira. Esto podría ser consecuencia de la vegetación riparia y la cobertura boscosa, debido a que dichas zonas presentaban deforestación provocando mayores aberturas de la vegetación que permitieron un aumento de pastizales y mayores entradas del sol, lo cuál podría conllevar un alto crecimiento del perifiton, que sirve como alimento para los taxones generalistas. Esto concuerda con los resultados obtenidos por Towns (1981) y Ramírez y Pringle (1998c), que demuestran que las temperaturas altas del agua favorecen la actividad microbiana para el crecimiento del perifiton, lo cual contribuye a la rápida descomposición de los materiales trayendo mayores abundancias de individuos.

La riqueza de especies, a excepción de Villa Rosario, muestra una tendencia a disminuir la cantidad de taxones conforme se transcurre río abajo, lo que podría estar relacionado con el tipo de vegetación riparia, ya que Rana dorada fue el sitio con mayor cobertura boscosa y menor impacto antropogénico, albergando mayor cantidad de taxones especialistas y raros. Probablemente por su ubicación dentro del Parque Nacional Altos de Campana y por ser bosque secundario presentó aguas en mejor estado, típicas de riachuelos de montaña con aguas claras, de alta concentración de oxígeno y baja temperatura; mientras que la última estación de Villa Camila presentó las temperaturas más altas, las menores concentraciones de oxígeno y la mayor turbidez, conllevando a una menor diversidad biológica.

Villa Rosario, sin embargo, fue una excepción, ya que contenía la mayor cantidad de taxones, lo que sugiere que el tipo de vegetación riparia en áreas de deforestación

podría amortiguar el impacto negativo de la misma en taxones sensitivos. Según Benstead y Pringle (2004), la vegetación riparia tiene dos funciones importantes: 1- es un recurso de CPOM (materia orgánica particulada gruesa) y 2- la sombra suministraba al río reduce la insolación, tasas de productividad primaria y aumento de nutrientes, debido a la ausencia de diferencias entre las dietas de cada taxón en ríos de bosque primario y ríos de áreas agrícolas.

La equitabilidad fue mayor en el sitio Rana Dorada, lo que se debe probablemente a que fue el sitio donde se obtuvieron las menores abundancias y de las mayores riquezas, lo que significa que no hay dominancia de ciertos taxones sino que la distribución de la mayoría de taxones fue equitativa en comparación con los demás sitios del muestreo; esto probablemente se deba a la mayor cobertura boscosa, que permitió la presencia de taxones especialistas que dependen de recursos alimenticios de origen terrestre, tal como los paquetes de hojarasca, los cuales eran escasos en los sitios deforestados y con poca cobertura boscosa.

Benstead *et al.* (2003) mencionan que los cambios en la estructura de las comunidades se deben a los cambios en el aprovechamiento de los recursos basales, dado que las diferencias de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos entre ríos son provocadas por la habilidad de los taxones en rastrear los cambios en los recursos basales (detritus terrestres vs. producción algal *in situ*) causados por la deforestación.

Para los microhábitats no se obtuvieron diferencias significativas en abundancia, riqueza y equitabilidad, esto pudo haberse debido a la similitud de los sustratos en el centro y la orilla del río. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Ormerod *et al.* (1993), que no obtienen diferencias en la riqueza taxonómica y en las abundancias para

los grupos de macroinvertebrados entre los márgenes y rápidos a través de los sitios; sin embargo, la ocurrencia de algunos taxones fueron significativamente asociados con uno u otro tipo de microhábitat.

Por su parte, Roy *et al.* (2003) sostienen que las diferencias en la biomasa de los insectos entre los microhábitats son el resultado directo de cambios en la cobertura boscosa, la cual produce cambios y perturbaciones fisicoquímicos en los microhábitats, siendo el sedimento la variable más importante para determinar la variación entre hábitats.

Para nuestro caso se observaron rápidos y posas en ambos tipos de microhábitat. Roy *et al.* (2003) sostiene que los rápidos son los hábitats con la mayor biomasa de insectos, pero son negativamente afectados por la carencia de diversidad de sustratos alimenticios y por la movilidad en el cauce, el cual reduce el tamaño del sedimento a fino; bajo estas circunstancias, las orillas sirven de refugio cuando la riqueza taxonómica de los rápidos es pobre.

b) Composición taxonómica de la comunidad de los macroinvertebrados acuáticos

En los clusters se observaron diferencias en las agrupaciones de los sitios. En el cluster de estaciones, el sitio Rana Dorada se separó de los demás sitios, debido a la presencia de 15 taxones exclusivos de dicho sitio, destacándose con las mayores abundancias Hydropsychidae: *Leptonema* y Ptilodactylidae: *Anchytarsus*.

En el cluster de los microhábitats, se observó como patrón general la similitud entre los microhábitats de la misma estación de muestreo, a excepción de Rana Dorada e Interamericana; esto se puede explicar debido a tres razones: la contribución de taxones exclusivos para los microhábitats, compartimiento de taxones y presencia de taxones

semiacuáticos que forrajean únicamente en las orillas del río. En el caso de Rana dorada, la orilla se separa por completo de los demás microhábitats por la presencia exclusiva de los taxones Curculionidae, Dryopidae, Elmidae: *Disersus*, Tipulidae: *Limonia*, *Molophilus*, *Tipula*.

Por su parte, Rana Dorada centro tiende a asemejarse mayormente a Puente Interamericana centro, debido a la ausencia de moluscos como los bivalvos y a que compartían la presencia de Elmidae: *Neocyloepus*; sin embargo, Puente Interamericana orilla se asemejaba a los microhábitats del Puente Capira, por la presencia de abundantes taxones generalistas que compartían como los bivalvos, más otros no generalistas como Elmidae: *Hexacyloepus* y Stratyomidae: *Odontomyia*.

5. Relaciones de las variables fisicoquímicas con la distribución de las comunidades de los macroinvertebrados acuáticos a través del río Capira

a) Estructura de la comunidad de los macroinvertebrados acuáticos

Los resultados muestran una fuerte asociación de la riqueza con todas las variables fisicoquímicas excepto la alcalinidad, y de la equitabilidad con casi todos los factores fisicoquímicos (a excepción de la velocidad). Esto sugiere que los factores precipitación, cobertura boscosa y vegetación riparia determinan de manera directa las demás variables fisicoquímicas.

Todo esto parece indicar que los factores abióticos influyen en los modelos de distribución de la fauna, tal como lo señaló Palmer *et al.* (1997). Estudios previos han demostrado que los factores ambientales influyen en la variabilidad de la distribución de

macroinvertebrados acuáticos (Beisel *et al.*, 1998; Lance *et al.*, 2003); lo cual incluye a los ríos tropicales (Boyero y Bosch 2004).

En este estudio la abundancia y riqueza fueron altas a poca profundidad, al contrario que la equitabilidad, que fue alta a mayor profundidad; por su parte, la riqueza y la heterogeneidad aumentaron conforme aumentó la cobertura boscosa y la anchura del río. Boyero y Bosch (2004) y Brown y Brussock (2001) previamente reportaron que las abundancias son altas a poca profundidad, mayor anchura del río y rápido flujo en la velocidad; sin embargo, para nuestro estudio ni la anchura del río ni la velocidad de la corriente explican las abundancias.

Estudios efectuados en las zonas templadas demuestran diferentes asociaciones de macroinvertebrados acuáticos con las variables fisicoquímicas. Ormerod *et al.* (1993) en Gales y Escocia establecen que la abundancia y riqueza se correlacionan de manera positiva con el pH y negativamente con las concentraciones de aluminio. Batzer *et al.* (2004) en Minnesota mencionan relaciones del aumento de la riqueza con la disminución de la cobertura boscosa, la disminución de los niveles del DBO y la reducción del pH.

b) Composición Taxonómica de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos

Para nuestro caso se obtuvo que la temperatura y el DBO son los principales factores que determinan la composición de macroinvertebrados acuáticos, mientras que el pH tiene un aporte débil. Nuestros resultados muestran la preferencia de la mayoría de taxones por las mayores temperaturas, esto concuerda con las ideas de varios trabajos; por ejemplo Jackson y Sweeney (1995), manifiesta que las comunidades bénticas de los ríos tropicales

son caracterizadas por las mayores temperaturas de agua, condiciones que les brindan una continua reproducción a través del año.

Koetzier y Bryan (1995), para la parte baja del Río Mississippi, también destaca la gran importancia de la temperatura, que puede influir en el desarrollo, puesto que el incremento de temperatura provoca una mayor cantidad de insectos inmaduros multivoltinos. Griffith *et al.* (2001), para los ríos del sur de las Rocallosas, plantea que las asociaciones de los taxones con la temperatura del agua son producto de los gradientes de altas perturbaciones riparias con las mayores abundancias de géneros; puesto que encuentra que las especies se relacionan a las mayores temperaturas del agua, altos niveles de carbono orgánico total y con los bajos niveles de hierro disuelto.

6. Calidad de Agua

El BMWP adaptado para Colombia resultó sobrevalorar los puntajes de las familias de macroinvertebrados acuáticos, en comparación con los puntajes asignados para el BMWP adaptado para Costa Rica. Esto indica que el BMWP/CR es una modificación más rigurosa según la presencia de macroinvertebrados acuáticos debido a que las condiciones limnológicas de ambos países difiere por las latitudes y por la riqueza taxonómica. No obstante, ambos índices igualmente tienen la misma validez en su uso, por tanto vale la pena realizar más pruebas con estos índices en otros ríos de Panamá, con distintos contaminantes para validar aún más este método y apoyar a la construcción del BMWP/Pan adaptado para Panamá.

La aplicación del índice BMWP confirmó las tendencias que se habían observado cualitativamente en cuanto al estado del río, puesto que presenta una tendencia a la

pérdida de calidad del agua a medida que avanza hacia abajo del río. La calidad de los sitios de muestreo de acuerdo a los tres índices estimados se comportó con calidad de regular a excelente.

Sin embargo, durante la época de invierno, el sitio Villa Camila según el BMWP/CR presentó contaminación. Esto se debió a la deforestación del hábitat, ubicación adjunta a asentamientos humanos y fuerte erosión de los terrenos aledaños al río, provocando arrastres de sedimentos, lo cual aportó contaminantes orgánicos al río. Estas causas provocaron un DBO promedio de 3.01 ppm y elevada turbidez sobre los 50 NTU con niveles críticos durante los meses de junio, julio y agosto.

Por ejemplo, la temperatura aumenta a medida que se avanza río abajo, puesto que las menores temperaturas se registraron en el Rana Dorada debido a la mayor altura (msnm) y por la presencia de bosque primario. No obstante, después de la estación Puente Interamericana las temperaturas aumentaron producto de la pérdida de cobertura boscosa por la mayor inserción de casas reduciendo consecuentemente el bosque de galería. Esto provocaba un aumento del DBO en el río, alcanzando niveles críticos en Villa Camila durante la época lluviosa, trayendo como resultado la diferencia en la composición de la comunidad de insectos y su menor diversidad en sus puntos.

Nuestros resultados coinciden con la teoría de Alba-Tercedor y Sánchez Ortega (1988) y Goethals (2002), de que existe una tendencia natural en los ríos a perder la calidad biológica de sus aguas a medida que se avanza aguas abajo. Esta tendencia natural también hay que sumarle la tendencia artificial, la cual en el Río Capira fue provocada por los asentamientos humanos y la agroindustria que deterioraban la calidad del agua. Éstos aportaban aguas residuales y aguas negras que aumentaban la dureza y el

pH. Asimismo, Kampa *et al.* (2000) en el río Axio obtienen que las descargas de origen antropogénico afectan la calidad biológica del agua y la capacidad de auto-purificación del río, misma situación que podría suceder en la parte baja del río Capira como en Villa Camila.

La mayoría de los trabajos en la actualidad dependen de varias medidas de la estructura y función de la comunidad de los macroinvertebrados acuáticos, tales como riqueza, abundancia y grupos funcionales. Por esto, aunque el índice biótico es un componente importante y comúnmente utilizado en los programas de monitoreo, resulta mucho más valioso utilizarlo junto a estas distintas medidas bióticas, para obtener así una visión más global del estado de las poblaciones.

CONCLUSIONES

- 1- Las comunidades de los macroinvertebrados acuáticos en cuanto a las abundancias, riqueza y equitabilidad varían entre épocas meteorológicas y entre sitios de muestreo, pero no entre microhábitats. Las similitudes de las abundancias, riqueza y equitabilidad del centro con la orilla del río están relacionados a la similitud de sustratos y con las proporciones de pozas y rápidos.
- 2- Las precipitaciones, la cobertura boscosa y el tipo de vegetación riparia son los principales factores abióticos que determinan el comportamiento de las restantes variables fisicoquímicas y la distribución de los insectos acuáticos. El Análisis de Correspondencia Canónico demuestra que los macroinvertebrados acuáticos tienden a preferir las mayores temperaturas 25-30 °C, los DBO₅ más bajos 1.45-2.21 ppm y los pH cercanos a 7 unidades.
- 3- El uso de los macroinvertebrados acuáticos demostró ser una herramienta muy útil para diagnosticar el grado de calidad de agua, puesto que el índice biológico BMWP/Col brinda los mismos resultados que el índice químico el Índice de Calidad de Aguas (ICA) pero el primero a mitad de costo. El BMWP/CR es un

índice más riguroso que el BMWP/Col en cuanto a los puntajes de las familias y diagnósticos de la calidad biológica del agua.

RECOMENDACIONES

- 1- Prioritariamente hacer un inventario de la entomofauna acuática panameña, para saber qué hay y a partir de allí implantar cualquier índice biótico y cualquier trabajo en dicha área.
- 2- Ampliar la colección referencia, brindarle un amplio espacio y abrirla al público para facilitar identificaciones por parte de otros científicos y de esta manera agilizar los trabajos de taxonomía. Así como promover el intercambio de material biológico con otros museos de insectos de todo el mundo.
- 3- Crear una base de datos digital que facilite las identificaciones de los macroinvertebrados acuáticos y lugares de distribución.
- 4- Intensificar los estudios de los macroinvertebrados acuáticos en Panamá, en especial abarcando los ríos inhóspitos, de difícil acceso, muestrear preferiblemente un cuerpo de agua por cada provincia y en diferentes altitudes.
- 5- Emplear todas las técnicas de colecta posibles, para ver cual se adecua al cuerpo de agua a muestrear y al objetivo de trabajo.
- 6- Seguir como modelo los trabajos de Costa Rica y Colombia para intentar implantar el BMWP/Pan dentro de la ley ambiental de la ANAM para estudios de impacto ambiental y diagnósticos de calidad biológica del agua.

BIBLIOGRAFÍA

- Alba-Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados Acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV simposio del agua en Andalucía (SIAGA). Almería 2: 203-213.
- Alba-Tercedor, J. y A. Sánchez Ortega. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el Hellawel (1978). *Limnetica* 4:51-56.
- Arias, C. y J. Adreve. 2004. Estudio de la comunidad de insectos acuáticos en tres ríos de la región occidental de la cuenca del canal. (Rocc.) Tesis de licenciatura, Universidad de Panamá. 90 p.
- Araúz, B., R. Amores y E. Medianero. 2000. Diversidad y Distribución de insectos acuáticos a lo largo del cauce del Río Chico (Provincia de Chiriquí, República de Panamá). *Scientia* 15 (1): 27-45.
- Armitage, P., D. Mass, J. Wright y M. Furse. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17: 333-347.

Autoridad Nacional del Ambiente (ANAM). 2004. Primer Informe de Monitoreo de la Calidad del agua en las cuencas hidrográficas de Panamá Años 2002-2003. Autoridad Nacional del Ambiente, Dirección Nacional de Protección de la calidad ambiental: Laboratorio de Calidad del agua, Publicación N° LCA-RM-03-01. 119 P.

Autoridad Nacional del Ambiente (ANAM). 2007. Normas de Calidad ambiental para aguas naturales. ANAM. 22 p. (Sin publicar)

Autoridad Nacional del Ambiente (ANAM). 2008. Parque Nacional Altos de Camapana. <http://www.anam.gob.pa/areas%20protegidas/parque%20altos%20de%20camapana.htm>

Bastian M., RG. Pearson y L. Boyero. 2008. Effects of diversity loss on ecosystem function across trophic levels and ecosystems: a test in a detritus-based tropical food web. *Austral Ecology* (in press)

Bastian M., L. Boyero, B. Jackes y RG. Pearson. 2007. Leaf preferences by shredders in tropical streams. *Journal of Tropical Ecology* 23: 219-229.

- Batzer, D., B. Palik y R. Buech. 2004. Relationships between environmental characteristics and macroinvertebrate communities in seasonal woodland ponds of Minnesota. *Journal of the North America Benthological Society* 23 (1): 50-68.
- Beisel, J., T. S. Usseglio-Polatera y J. Moreteau. 1998. Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristics. *Hydrobiologia* 389: 73-88.
- Benstead, J. y C. Pringle. 2004. Deforestation alters the resource base and biomass of endemic stream insects in eastern Madagascar. *Freshwater Biology* 49: 490-501.
- Benstead, J., M. Douglas y C. Pringle. 2003. Relationships of stream invertebrate communities to deforestation in eastern Madagascar. *Ecological Applications* 13(5): 1473-1490.
- Boyero L, 2003. Multiscale patterns of spatial variation of stream macroinvertebrate communities. *Ecological Research* 18: 365-379.
- Boyero, L. y R. Bailey. 2001. Organization of macroinvertebrate communities at a hierarchy of spatial scales in a tropical stream. *Hydrobiologia* 464: 219-225.
- Boyero L. y J. Bosch. 2002. Spatial and temporal variation in macroinvertebrate drift in tropical streams. *Biotropica* 34: 567-574

- Boyero, L. y J. Bosch. 2004. The effect of riffle-scale environmental variability on macroinvertebrate assemblages in a tropical stream. *Hydrobiologia* 524: 125-132.
- Boyero, L. y J. De Lope. 2002. Short-term recolonization of stones in a tropical island stream. *Marine and Freshwater Research* 53: 993-998.
- Boyero L. y RG. Pearson. 2006. Intraspecific interference in a tropical stream shredder guild. *Marine and Freshwater Research* 57: 201-206.
- Boyero L., RG. Pearson y M. Bastian. 2007. How biological diversity influences ecosystem function: the separate role of species richness and evenness. *Ecological Research* 22: 551-558
- Boyero L., RG. Pearson y R. Camacho. 2006. Leaf breakdown in tropical streams: the role of different species in ecosystem functioning. *Archiv für Hydrobiologie* 166: 453-466.
- Boyero L., PA. Rincón y RG. Pearson. 2008. Effects of a predatory fish on a tropical detritus-based food web. *Ecological Research* (in press)

- Boulton AJ., L. Boyero, AP. Covich, MK. Dobson, PS. Lake y RG. Pearson. 2007. Are tropical streams ecologically different from temperate streams? pp. 257-284 *En: Tropical Stream Ecology* (Ed. Dudgeon D), Academic Press, San Diego (Aquatic Ecology Series).
- Brown, A. y P. Brussock. 2001. Comparisons of benthic invertebrates between riffles and pools. *Hydrobiologia* 220: 99-108.
- Caicedo, O. y J. Palacio. 1998. Los macroinvertebrados bénticos y la contaminación orgánica en la quebrada La Mosca (Guarne, Antioquia, Colombia). *Actualidades Biologicas* 20(69): 61-73.
- Connoly N, F. Christidis, B. McKie, L. Boyero y RG. Pearson. 2008. Diversity of invertebrates in Wet Tropics streams: patterns and processes. *En: Living in a Dynamic Tropical Forest Landscape* (Eds. Stork N, Turton S), Rainforest CRC, James Cook University, Australia (in press)
- Consortio TLBG/UP/STRI. 2001. Informe Final de la region occidental de la Cuenca del Canal: Insectos acuáticos. Autoridad del Canal de Panamá ACP, Panamá. 126-147 p.

- Cornejo, A. 2001. Estructura de la comunidad de insectos acuáticos en la Cuenca del Río Coco Solo y su relación con la ocupación urbana. Tesis de licenciatura, Universidad de Panamá, Ciudad de Panamá-Panamá. 59 p.
- De la Lanza, G. 2000. Criterios generales para la elección de bioindicadores. *En*: De la Lanza, G., Hernández, S. y Carvajal, J.L. (eds.). 2000. Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores). Plaza y Valdés, México. 663 p.
- De la Rosa, C. 1997. Chironomidae. *En*: Solis, A. (ed.). Las familias de insectos de Costa Rica, INBIO <http://www.inbio.ac.cr/papers/insectoscr/texto197.html>
- Dudgeon, D. 1983. An investigation of the drift of aquatic insects in Tai Po Kau Forest Stream, New Territories, Hong Kong. *Archiv Für Hydrobiologie* 96: 434-447.
- Dudgeon, D. 1988. The influence of riparian vegetation on macroinvertebrate community structure in four Hong Kong streams. *Journal of Zoology, London* 216: 609-627.
- Dudgeon, D. 1989. The influence of riparian vegetation on the functional organization of four Hong Kong stream communities. *Hydrobiologia* 179: 183-194.
- Dudgeon, D. 1990. Seasonal dynamics of drift in a Hong Kong stream. *Journal of Zoology, London* 222: 187-196.

Dudgeon, D. 1999. Tropical Asian Streams: Zoobenthos, Ecology and Conservation.

Hong Kong University Press, Hong Kong.

Dudgeon, D. 2006. The impacts of human disturbance on stream benthic invertebrates

and their drift in North Sulawesi, Indonesia. *Freshwater Biology* 51: 1710-1729.

Flecker, AS. y B. Feifarek. 1994. Disturbance and the temporal variability of

invertebrate assemblages in two Andean streams. *Freshwater Biology* 31:

131-142.

Flowers, R. W. 1991. Diversity of stream-living insects in northwestern Panamá.

Journal of the North America Benthological Society 10 (3): 322-334.

Flowers , R.W y C.M. Pringle. 1995. Yearly fluctuations in the mayfly community of a

tropical stream draining lowland pasture in Costa Rica. *En: Current Directions in*

Research on Ephemeroptera. L.D. Corkum y J.J.H. Ciborowski (eds.), pp. 131-

150. Canadian Scholars Press Inc., Toronto.

Goethals, F. 2002. Data collection concerning macrobenthos, European Aquatic

Modelling Network (EAMN). Science press, Bélgica. 82 p.

- Griffith, M., P. Kaufman, A. Herlihy y B. Hill. 2001. Analysis of macroinvertebrate assemblages in relation to environmental gradients in Rocky Mountain streams. *Ecological Applications* 11(2): 489-505.
- Hearnden M.R. y R.G. Pearson (1990) The diets of mayflies in a tropical rainforest stream Tropical. *Freshwater Biology*, 2: 203-212.
- Iwata, T., S. Nakano y M. Inoue. 2003. Impacts of past riparian deforestation on stream communities in a tropical Rain Forest in Borneo. *Ecological Applications* 13(2): 461-473.
- Jackson JK. y BW. Sweeney. 1995. Eggs and larval development times for 35 species of tropical stream insects from Costa Rica. *Journal of the North America Benthological Society* 14: 115-130
- Kampa, E., V. Artemiadou, y M. Lazaridou. 2000. Ecological quality of the River Axios during spring and summer. *Journal of Zoology*. 130: 21-77.
- Koetsier, P. y C.F. Bryan. 1995. Effects of abiotic factors on macroinvertebrate drift in the lower Mississippi River, Louisiana. *American Midland Naturalist* 134: 63-74.

- Lance, W., M. Taylor, M. Warren y C. Alan. 2003. Environmental variability, historical contingency and the structure of regional fish and macroinvertebrate faunas in Ouachita Mountain Stream systems. *Environmental Biology of Fishes* 67: 203-216.
- Li H. y J. F. REYNOLDS. 1995. On definition and quantification of heterogeneity. *Oikos* 73: 280-284.
- Lombardo, R. 2004. Calidad biológica del agua en la cuenca media baja del río Santa María, Veraguas. Tesis de Licenciatura, Universidad de Panamá, Veraguas. 70 p.
- Medianero, E. y M. Samaniego. 2004. Comunidad de Insectos acuáticos asociados a condiciones de contaminación en el Río Curundú, Panamá. *Folia Entomologica Mexicana* 43(3): 279-294.
- Merrit, R.W. y K.W. Cummins (eds.). 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall/ Hunt Publ., Dubuque, Iowa. 862 p.
- Nieves, A. 1989. Estudio de las comunidades macrobénticas en el río Manzanares, sus principales afluentes y su relación con la calidad del agua. *Actualidades Biológicas* 18 (65): 45-60.

Ormerod, S.J., S.D. Rundle, E.C. Lloyd y A.A. Douglas. 1993. The influence of riparian management on the habitat structure and macroinvertebrate communities of upland streams draining plantation forest. *Journal of Applied Ecology* 30: 13-24.

Pardo, J. 2002. Estudio comparativo de la comunidad de Chironomidae (Diptera) en ríos contrastantes en el eje de la transísmica , corregimientos de Chilibre y Nuevo San Juan. Tesis de Maestría de Entomología, Universidad de Panamá, Ciudad de Panamá. 85 p.

Palmer, M., C. Hakempkamp y N. Baker. 1997. Ecological heterogeneity in streams: why variante matters. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 189-202.

Pearson R.G. y N. Connolly. 2000. Nutrient enhancement, food quality and community dynamics in a tropical rainforest stream. *Freshwater Biology* 43: 3142.

Pearson R.G. y R.K. Tobin. 1989. Litter consumption by invertebrates from an Australian tropical rainforest stream. *Archiv für Hydrobiologie*, 116: 71-80

Pearson R.G., Benson L.J. & Smith R.E.W. (1986). Diversity and abundance of the fauna in Yuccabine Creek, a tropical rainforest stream. pp. 329-342. *En: Limnology in Australia*. P. de Deckker & W.D. Williams (eds.). CSIRO, Melbourne.

Pearson R.G., Tobin R.K., Benson L.J. & Smith R.E.W. (1989) Standing crop and processing of rainforest litter in a tropical Australian stream. *Archiv für Hydrobiologie*, 115: 481-498.

Pennak, R. 1978. *Fresh Water Invertebrates of the United States*. John Wiley and Sons, Nueva York 803 p.

Posada, J., G. Roldan y J. Ramírez. 2000. Caracterización fisicoquímica y biológica de la calidad de aguas en la cuenca Piedras Blancas, Antioquia, Colombia. *Revista de Biología Tropical*. 48(1): 59-70.

Quirós, L. 2002. *Uso de insectos acuáticos como indicadores de la calidad de agua de ríos utilizados por beneficios de café en la provincia de Alajuela, Costa Rica*. Tesis de Licenciatura en Biología con énfasis en recursos acuáticos, Universidad de Costa Rica, San José- Costa Rica. 72 p.

Ramírez, A. y C.M. Pringle.(1998a). Structure and production of a benthic insect assemblage in a Neotropical stream. *Journal of the North America Benthological Society*, 17:443-463.

- Ramírez, A. y C.M. Pringle. (1998b). Invertebrate drift and benthic community dynamics in a lowland neotropical stream, Costa Rica. *Hydrobiologia* 386: 19-26.
- Ramírez, A. y C.M. Pringle. (1998c). Use of both and drift sampling techniques to assess tropical stream invertebrate communities along an altitudinal gradient, Costa Rica. *Freshwater Biology* 39: 359-373.
- Ramírez, A. y C.M. Pringle. 2001. Spatial and temporal patterns of invertebrate drift in stream draining a Neotropical landscape. *Freshwater Biology* 46: 47-62.
- Ramírez, A., P. Paaby, C. Pringle y G. Agüero. 1998. Effect of habitat type on benthic macroinvertebrates in two lowland tropical streams, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 46 supl. 6:203-213.
- Rincón, ME. 2002. Comunidad de insectos acuáticos de la quebrada Mamarramos (Boyacá, Colombia). *Revista Colombiana de Entomología* 28(1): 101-108.
- Rincón, ME. 2003. Comunidad de insectos acuáticos de la quebrada Mamarramos (Boyacá, Colombia). *Revista Colombiana de Entomología* 28: 101-108.

- Rincón, J. y C. Cressa. 2000. Temporal variability of macroinvertebrate assemblages in a neotropical intermittent stream in Northwestern Venezuela. *Archiv Für Hydrobiologie* 148 (3): 421-432.
- Roldán, G. 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquía. Fondo FEN, Medellín, Colombia. 217 p.
- Roldán, G. 1997. Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de calidad del agua. *En: Rincón et al. (eds.) 1997. Invertebrados acuáticos y su utilización en estudios ambientales. Memorias Colombia.* 211 p.
- Rosenberg, D.M. 1998. A national aquatic ecosystem health program for Canadá: We should go against the flow. *Bull. Entomol. Soc. Can.* 1998. 30 (4):144-152. *En: Freshwater Benthic Ecology and aquatic Entomology Homepage.* S.M. Mandaville (ed.). Darmouth, Nova Scotia Canadá, [http/ www.chebucto.ns.ca/science/swcs/xiii.html](http://www.chebucto.ns.ca/science/swcs/xiii.html)
- Rosenber, D. y V. Resh. 1993. Use of aquatic insects in biomonitoring pp. 87-97. *En: Yuka Shimizu (ed). 1996. Métodos de amostragem de macroinvertebrados bentónicos en especial para monitoramento biológico. Memorias Seminario Internacional Macroinvertebrados acuáticos. Calí, Colombia.*

- Roughley, R. y A. Solís. 2000. Clave para las familias de escarabajos acuáticos de Centroamérica –adultos-. Borradores de claves de identificación. Instituto Nacional para la Biodiversidad (INBIO). (Mimeografiado).
- Roy, A., A. Rosemond, D. Leigh, M. Paul y B. Wallace. 2003. Habitat-specific responses of stream insects to land cover disturbance: biological consequences and monitoring implications. *Journal of the North America Benthological Society* 22 (2): 292-307
- Springer, M., A. Ramírez y P. Hanson, (eds). 1999. Artrópodos de agua dulce de Costa Rica. Borradores de claves de identificación. Universidad de Costa Rica. (Mimeografiado).
- Sanches Melo, A. y C.G. Froehlich. 2001. Macroinvertebrate in neotropical streams: richness patterns along a catchment and assemblage structure between 2 seasons. *Journal of the North America Benthological Society* 20 (1): 1-16.
- Towns, D. 1981. Effects of artificial shading on periphyton and invertebrates in a New Zealand stream. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 15: 185-192.
- Turcotte, P. y P.P. Harper. 1982. The macroinvertebrate fauna of a small Andean stream. *Freshwater Biology* 12: 411-419.

Vargas, M. 2000. Llave gráfica para la identificación de larvas de las familias más comunes de dípteros acuáticos. *O'Bios*. 2 (7): 17-38.

Warren, C. 1971. *Biology and water pollution control*. Jonh Wisley and Saunders Co., Filadelfia. 443 p.

Wolda, H. 1978. Seasonal fluctuations in rainfall, food and abundance of tropical insects. *Journal Animal Ecology*. 47: 360-381.

Zamora-Muñoz, C. y J. Alba-Tercedor. 1996. Bioassessment of organically polluted spanish rivers, using a biotic index and multivariable methods. *Journal of the North America Benthological Society* 15 (3): 332-352.

Anexo I Toma de muestra, preservación y método analítico.

Parametro	Unidades Medición	Lugar análisis	Tipo envase	Preservación	Volumen mínimo muestra(ml)	Tiempo Máximo de almacenamiento	Método analítico
pH	Unidades pH	En campo	P o V	No requiere	100	Analizar inmediatamente	SM4500-H
Temperatura	°C	En campo	En campo	Refrigerar a 4°C	-----	Analizar inmediatamente	SM2250B
Sólidos suspendidos S.S.	ppm	En laboratorio	P o V	Refrigerar a 4°C	200	2-7 días	SM2540D
Sólidos disueltos SD	ppm	En laboratorio	P o V	Refrigerar a 4°C	200	2-7 días	SM2540C
Turbiedad	NTU	En laboratorio	P o V	Refrigerar a 4°C	100	Analizar inmediatamente	SM2130
Oxígeno disuelto	ppm	En campo	V	No requiere	300	Analizar inmediatamente	SM4500-O
DBO ₅	ppm	En laboratorio	P o V	Refrigerar a 4°C	1000	24 horas	SM5210B
Cloruros	ppm	En laboratorio	P o V	Refrigerar a 4°C	50	28 días	SM4500B
Alcalinidad	ppm	En laboratorio	P o V	Refrigerar a 4°C	200	14 días	SM2320B
Fosfatos	ppm	En laboratorio	V	Refrigerar a 4°C	100	48 horas	SM4500E
Nitratos	ppm	En laboratorio	P o V	Refrigerar a 4°C	100	48 horas	SM4500B
Carbono Orgánico Total (TOC)	ppm	En laboratorio	V	Refrigerar H ₂ SO ₄ pH=2	100	28 días	SM5310B
Conductividad	ppm	En campo	P o V	No requiere	500	Analizar inmediatamente	SM2510B
Dureza	ppm		P o V	H ₂ SO ₄ pH=2	100	6 meses	SM2340C

SM: Standar Methods

P o V: Plástico o vidrio

Anexo II Puntuaciones asignadas a los diferentes parámetros para la obtención del índice de Calidad de Agua (ICA) modificado y adaptado para Panamá

Parámetro	Importancia
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	5.0
Oxígeno Disuelto	5.0
Potencial de Hidrógeno (pH)	1.0
Sólidos Disueltos	0.5
Sólidos Suspendidos	1.0
Conductividad eléctrica	2.0
Nitratos	2.0
Fosfatos	2.0
Turbidez	0.5

Para efectos de la evaluación de la calidad del agua hay establecido un rango de clasificación de la misma de acuerdo al valor obtenido para el ICA, siendo:

Valor del ICA Criterio

Puntaje	Calidad del Agua
85 – 100	No contaminado o Excelente
70 – 84	Aceptable o Buena
50 – 69	Poco contaminada o Regular
30 – 49	Contaminada o Mala
0 – 29	Altamente contaminada o Pésima

Anexo III Índice BMWP/Col

Puntajes asignados a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del BMWP/Col, Modificado de Roldán por Álvarez (2006)

Familias			Puntajes
Anomalopsychidae, Atriptectididae, Blephariceridae, Ptilodactylidae.	Chordodidae, Gripopterygidae, Lampyridae, Odontoceridae.	Perlidae, Polymitarcyidae, Polythoridae, Psephenidae	10
Coryphoridae, Ephemeroidea, Euthyplociidae, Gomphidae.	Hydrobiosidae, Leptophlebiidae, Limnephilidae, Oligoneuriidae.	Philopotamidae, Platystictidae, Polycentropodidae, Niphocentronidae	9
Atyidae, Calamoceratidae, Hebridae, Helicopsychidae, Hydraenidae, Hydroptilidae.	Leptoceridae, Limnephilidae, Lymnaeidae, Naucoridae, Palaemonidae.	Planorbidae (cuando es dominante Biomphalaria), Pseudothelphusidae, Saldidae, Sialidae, Sphaeriidae	8
Ancylidae, Baetidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Dicteriadidae.	Disidae, Glossosomatidae, Hyalellidae, Hydrobiidae, Hydropsychidae.	Leptohiphidae, Lestidae, Pyrallidae, Simuliidae, Veliidae	7
Aeshmidae, Ampullariidae, Caenidae, Corydalidae, Dryopidae.	Dugesidae, Elmidae, Hyriidae, Limnichidae, Lutrochidae.	Megapodagrionidae, Mycetopodidae, Pleidae, Staphylinidae.	6
Ceratopogonidae, Corixidae, Gelastocoridae, Glossiphoniidae.	Gyrinidae, Libellulidae, Mesoveliidae, Nepidae.	Notonectidae, Tabanidae, Thiaridae	5
Belostomatidae, Chrysomelidae, Curculionidae, Ephydriidae, Halipidae.	Hydridae, Muscidae, Scirtidae, Empididae.	Dolichopodidae, Hydrometridae, Noteridae, Sciomyzidae	4
Chaoboridae, Cyclopdellidae.	Hydrophilidae (larvas), Physidae.	Stratiomyidae, Tipulidae.	3
Chironomidae (cuando es la familia dominante).	Culicidae, Psychodidae.	Syrphidae	2
Tubificidae			1

Los valores de las puntuaciones del BMWP se correlacionan con cinco grados de contaminación y con cinco colores que los representan en la cartografía de calidad de las aguas de las cuencas, como se indica en la tabla 3.2

Clasificación de las aguas y su significado ecológico de acuerdo al índice BMWP col (Roldán 2003) y ASPT (modificado Álvarez y Arango, 2004)

Clase	Calidad	Valor del BMWP	Valor del ASPT	Significado	Color
I	Buena	> 150	>9 -10	Aguas muy limpias	Blue
		101-120	>8 - 9	Aguas no contaminadas	
II	Aceptable	61-100	>6.5 - 8	Ligeramente contaminadas: se evidencian efectos de contaminación	Green
III	Dudosa	36-60	>4.5 -6.5	Aguas moderadamente contaminadas	Yellow
IV	Critica	16-35	>3 - 4.5	Aguas muy contaminadas	Orange
V	Muy crítica	<15	1- 3	Aguas fuertemente contaminadas. situación crítica	Red

Anexo IV. INDICE BMWP-CR

Puntajes asignados para los macroinvertebrados acuáticos identificadas en Costa Rica para la obtención del BMWP-CR

10

- O** Polythoridae
- D** Blephariceridae; Athricidae
- E** Heptageniidae
- P** Perlidae
- T** Lepidostomatidae; Odontoceridae; Hydrobiosidae; Ecnomidae

8

- E** Leptophlebiidae
- O** Cordulegastridae; Corduliidae; Aeslinidae; Perilestidae
- T** Limnephilidae; Calamoceratidae; Leptoceridae; Glossosomatidae
- B** Blaberidae

7

- C** Ptilodactylidae; Psephenidae; Lutrochidae
- O** Gomphidae; Lestidae; Megapodagrionidae; Protoneuridae; Platystictidae
- T** Philopotamidae
- Cr** Talitridae; Gammaridae

6

- O** Libellulidae
- M** Corydalidae
- T** Hydroptilidae; Polycentropodidae; Xiphocentronidae
- E** Euthyplociidae; Isonychidae

5

- L** Pyralidae
- T** Hydropsychidae; Helicopsychidae
- C** Dryopidae; Hydraenidae; Elmidae; Limnichidae
- E** Leptoheptageniidae; Oligoneuriidae; Polymitarcyidae; Baetidae
- Cr** Crustacea
- Tr** Turbellaria

4

- C** Chrysomelidae; Curculionidae; Haliplidae; Lampyridae; Staphylinidae; Dytiscidae; Gyrinidae; Scirtidae; Noteridae
-

D Dixidae; Simuliidae : Tipulidae; Dolichopodidae; Empididae; Muscidae; Sciomyzidae; Ceratopogonidae; Stratiomyidae; Tabanidae
H Belostomatidae; Corixidae; Naucoridae; Pleidae; Nepidae; Notonectidae
O Calopterygidae; Coenagrionidae
E Caenidae
Hi Hidracarina

3

C Hydrophilidae
D Psychodidae
Mo Valvatidae; Hydrobiidae; Lymnaeidae; Physidae; Planorbidae; Bithyniidae; Bythinellidae; Sphaeridae
A Hirudinea; Glossiphonidae; Hirudidae; Erpobdellidae
Cr Asellidae

2

D Chironomidae; Culicidae; Ephydriidae

1

D Syrphidae
A Oligochatea (todas las clases)

Nota: **D**, Diptera; **E**, Ephemeroptera; **P**, Plecoptera; **T**, Trichoptera; **O**, Odonata; **C**, Coleoptera; **M**, Megaloptera; **H**, Hemiptera; **L**, Lepidoptera; **B**, Blattodea; **Tr**, Tricladida; **Cr**, Crustacea; **A**, Annelida; **Mo**, Molusco

Significado de los valores del índice biológico modificado y adaptado a la fauna de Costa Rica

NIVEL DE CALIDAD	BMWP'	Color representativo
<i>Aguas de calidad excelente</i>	>120	Azul
<i>Aguas de calidad buena, no contaminadas o no alteradas de manera sensible</i>	101-120	Azul
<i>Aguas de calidad regular, eutrófica, contaminación moderada</i>	61-100	Verde
<i>Aguas de calidad mala, contaminadas</i>	36-60	Amarillo
<i>Aguas de calidad mala, muy contaminadas</i>	16-35	Naranja
<i>Aguas de calidad muy mala extremadamente contaminadas</i>	<15	Rojo

Lista de Figuras

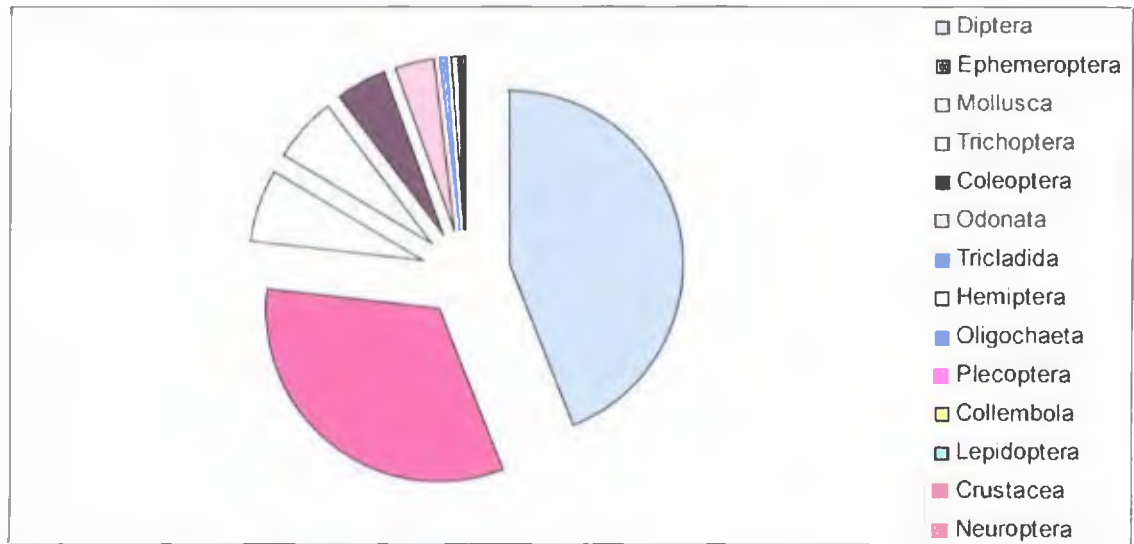


Figura 1 Abundancia de macroinvertebrados según los órdenes en el Río Capira, Panamá, Enero a Agosto 2007

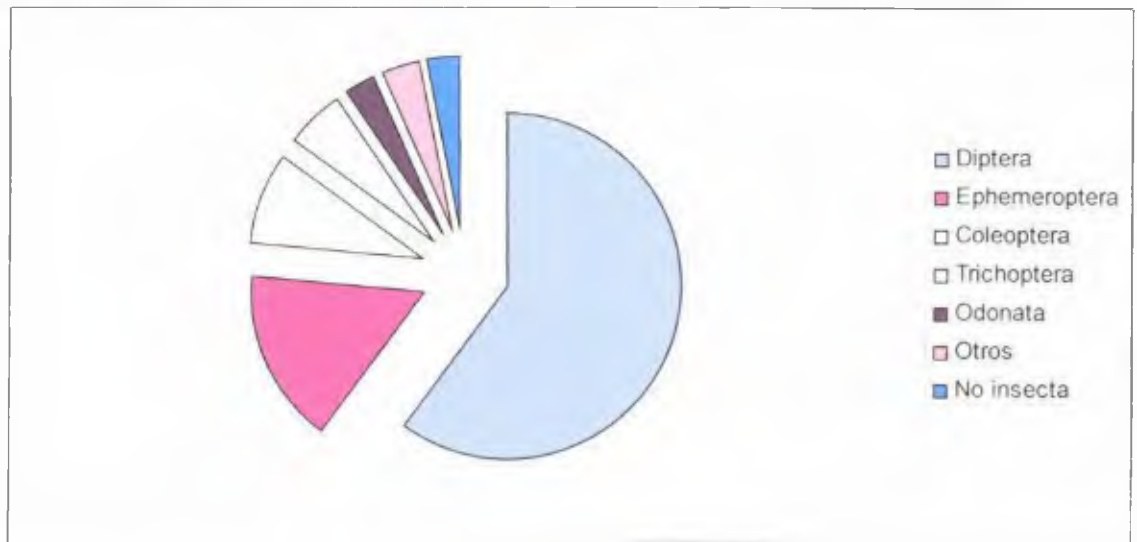


Figura 2 Abundancia de los órdenes de macroinvertebrados colectados en la estación Rana Dorada en el Río Capira, Panamá, Enero a Agosto 2007

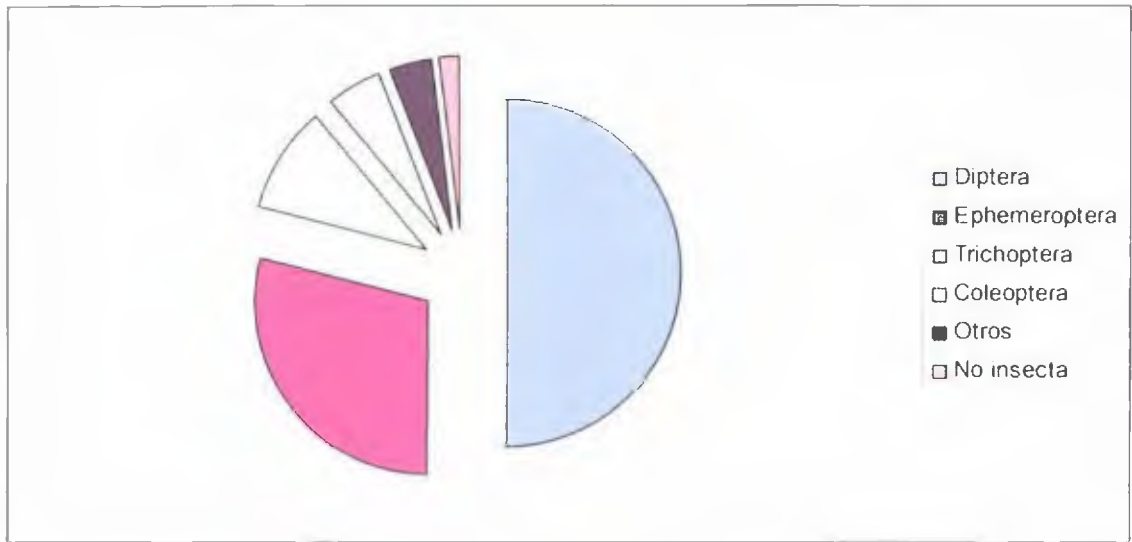


Figura 3 Abundancia de los órdenes de macroinvertebrados colectados en la estación Pailitas en el Río Capira. Panamá. Enero a Agosto 2007

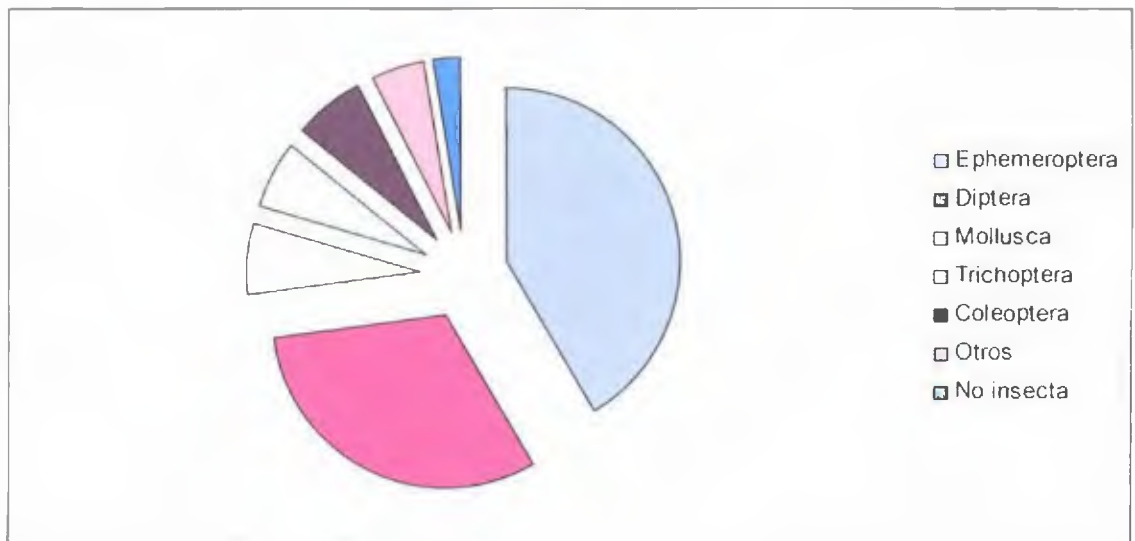


Figura 4 Abundancia de los órdenes de macroinvertebrados colectados en la estación Puente sobre carretera Interamericana en el Río Capira. Panamá, Enero a Agosto 2007.

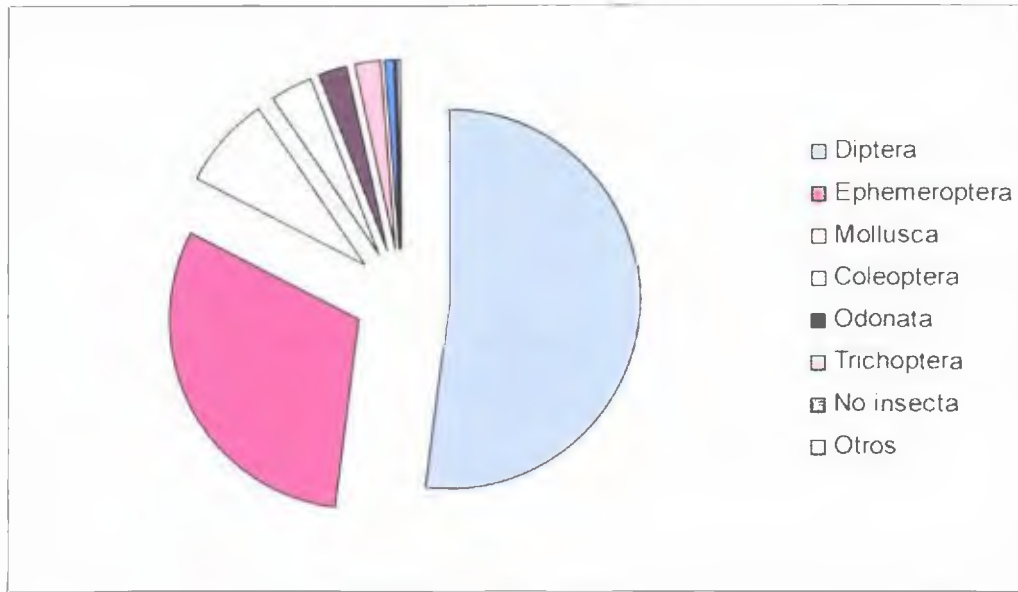


Figura 5 Abundancia de los órdenes de macroinvertebrados colectados en la estación Puente Capira en el Río Capira. Panamá, Enero a Agosto 2007.

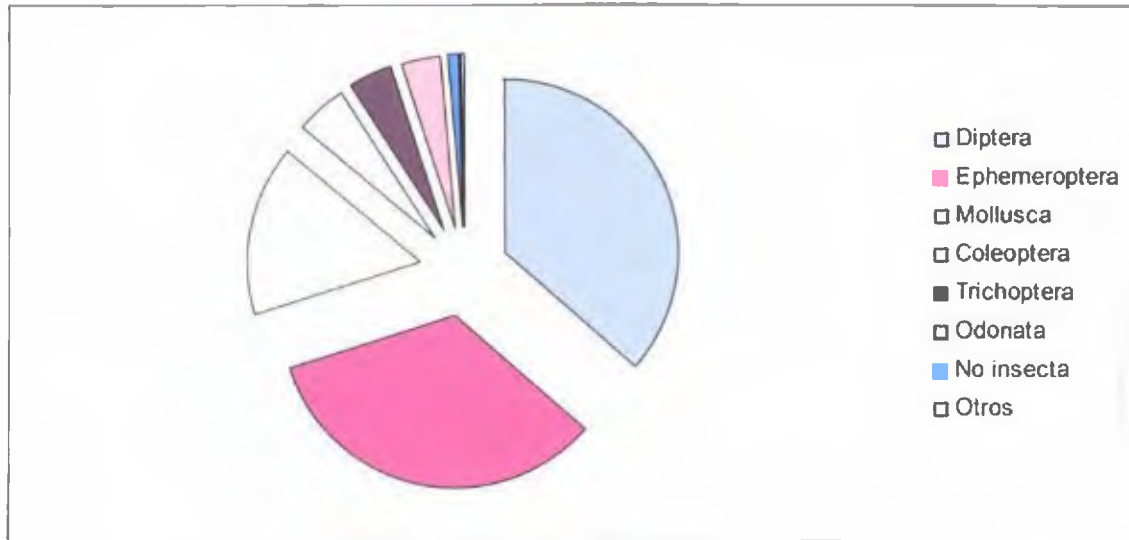


Figura 6 Abundancia de los órdenes de macroinvertebrados colectados en la estación Villa Rosario en el Río Capira. Panamá, Enero a Agosto 2007.

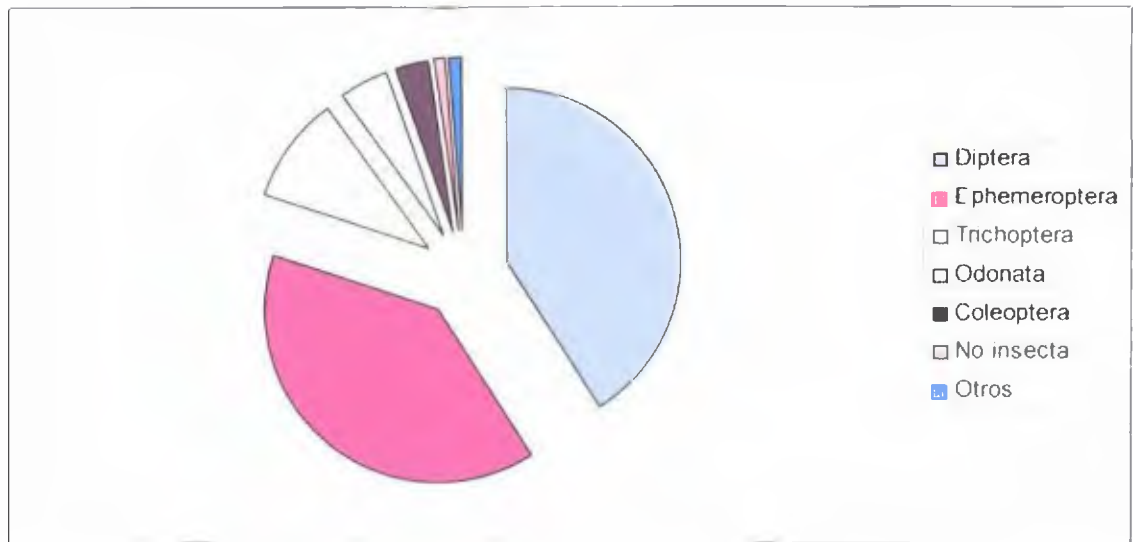
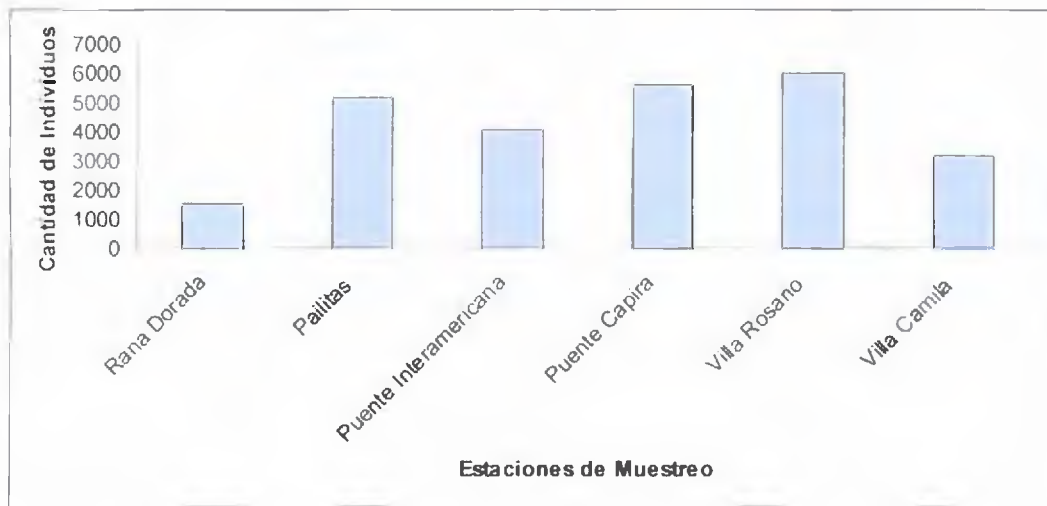
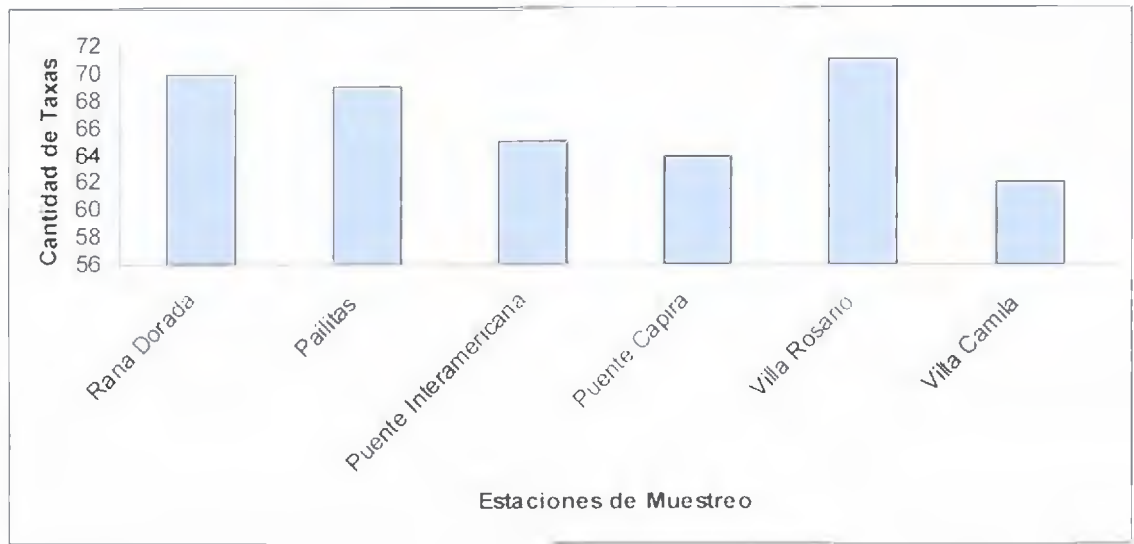
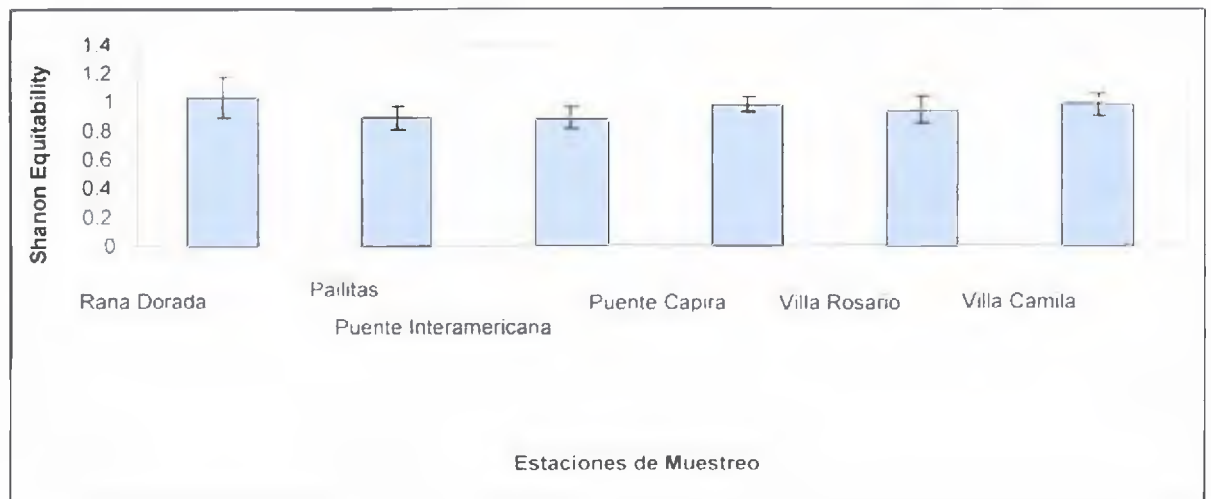


Figura 7 Abundancia de los órdenes de macroinvertebrados colectados en la estación Villa Camila en el Río Capira. Panamá, Enero a Agosto 2007.



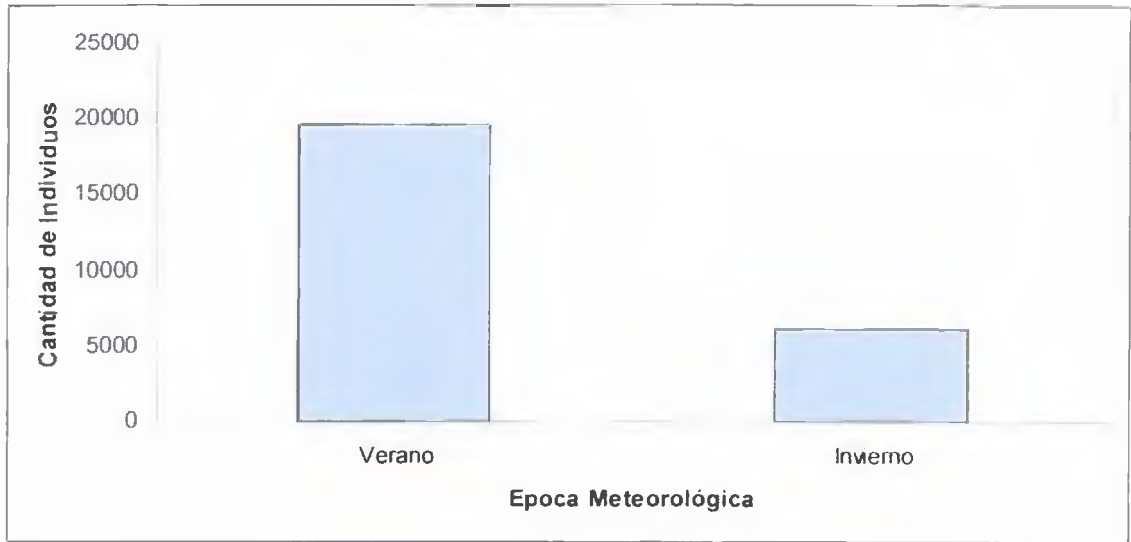


b)

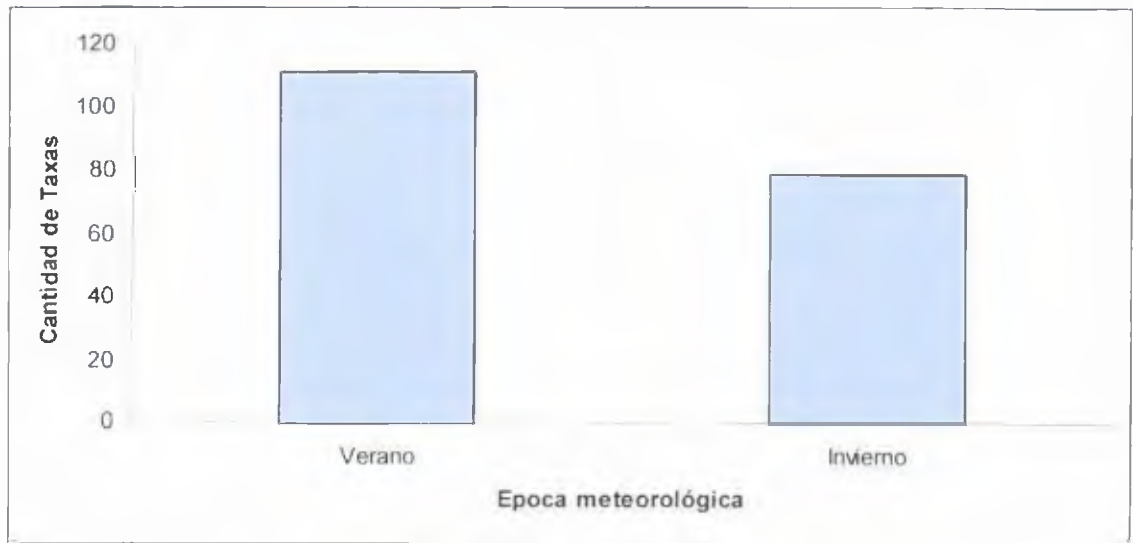


c)

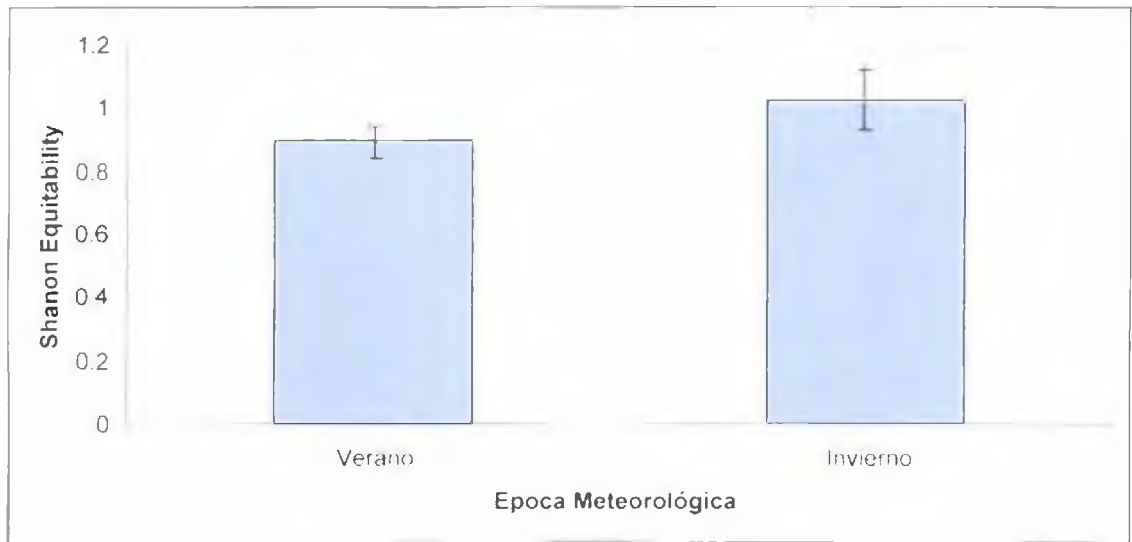
Figura 8 Macroinvertebrados acuáticos presentes en las estaciones de muestreo según a) Cantidad de individuos, b) Riqueza Taxonómica y c) Equitabilidad. Río Capira, Enero a Agosto 2007.



a)

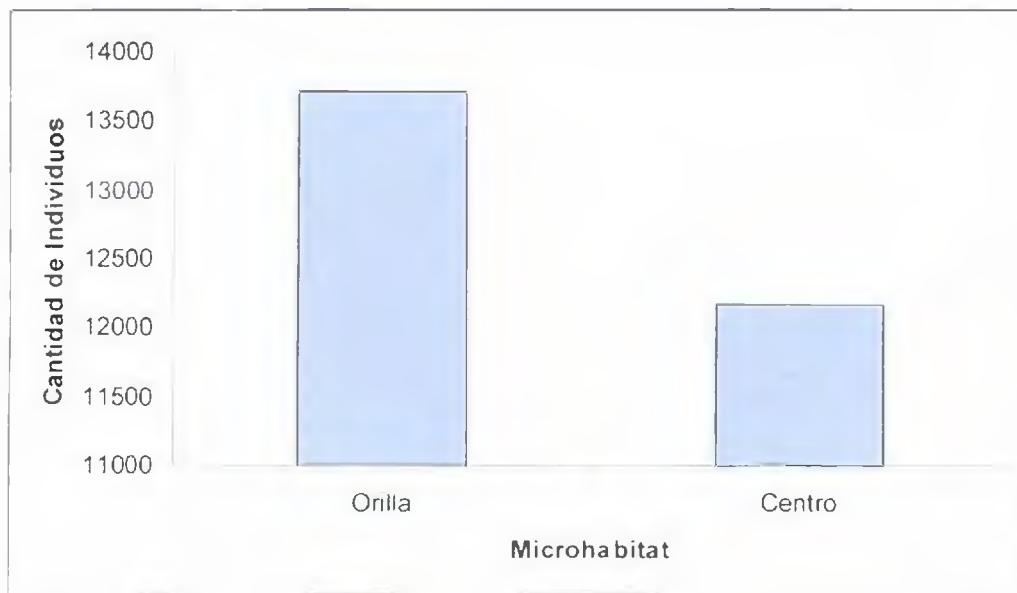


b)

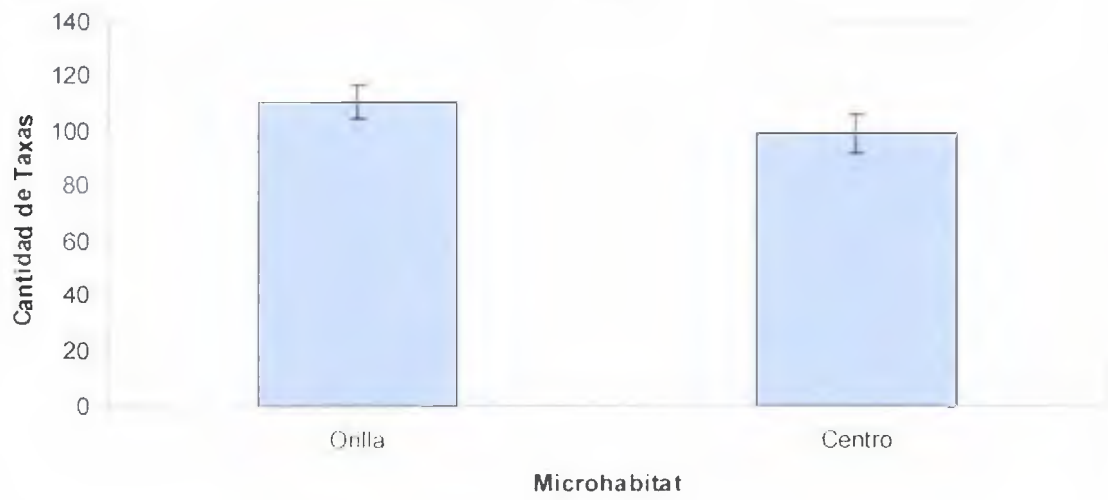


c)

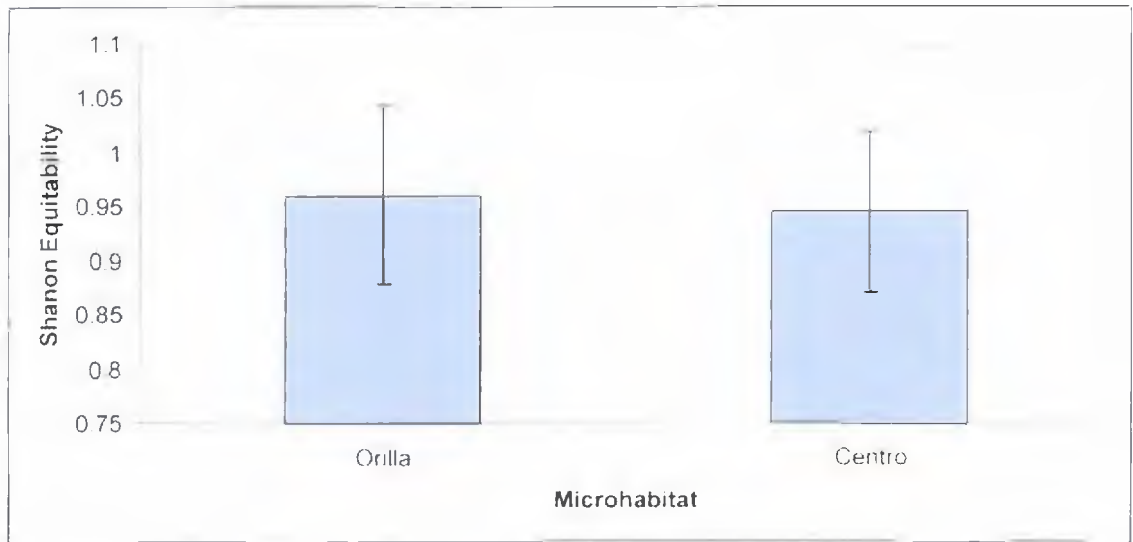
Figura 9 Macroinvertebrados acuáticos presentes en las épocas meteorológicas de muestreo según a) Cantidad de individuos, b) Riqueza Taxonómica y c) Equitabilidad. Río Capira, Enero a Agosto 2007.



a)

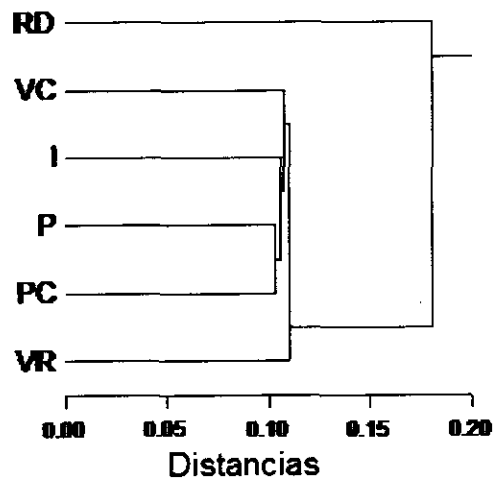


b)

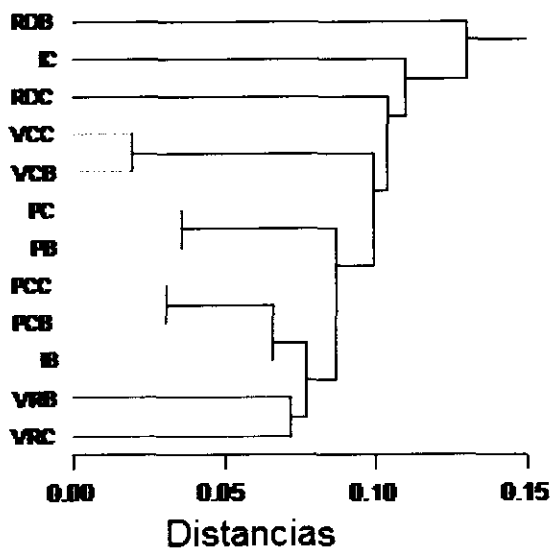


c)

Figura 10 Macroinvertebrados acuáticos presentes en los microhabitat de muestreo según a) Cantidad de individuos, b) Riqueza Taxonómica y c) Equitabilidad. Río Capira, Enero a Agosto 2007.



a)



b)

Figura 11 Análisis de Conglomerados Cluster, empleando el índice de Morisita-Horn según a) Estaciones de Muestreo y b) Microhábitat de acuerdo a la estación de muestreo. Río Capira, Enero a Agosto 2007.

Simbología Estaciones de Muestreo: I= Puente interamericana, VC=Villa Camila, RD= Rana Dorada, VR=Villa Rosario, PC= Puente Capira, VR=Villa Rosario,
Microhábitat: C=Centro, O=Orilla; Ejemplo: IC= Interamericana centro

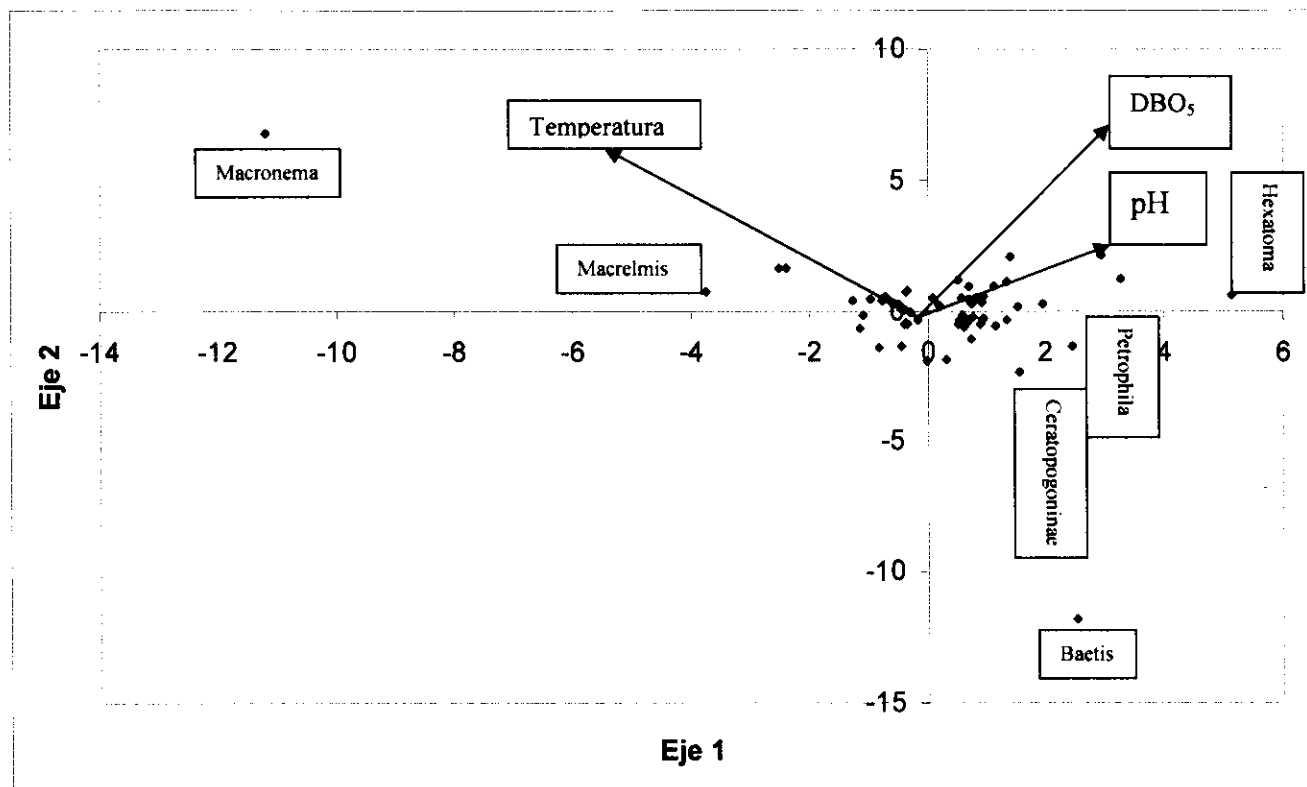


Figura 12 Análisis de Correspondencia Canónica que muestra la relación entre los insectos acuáticos y las variables fisicoquímicas en el Río Capira, Panamá 2007

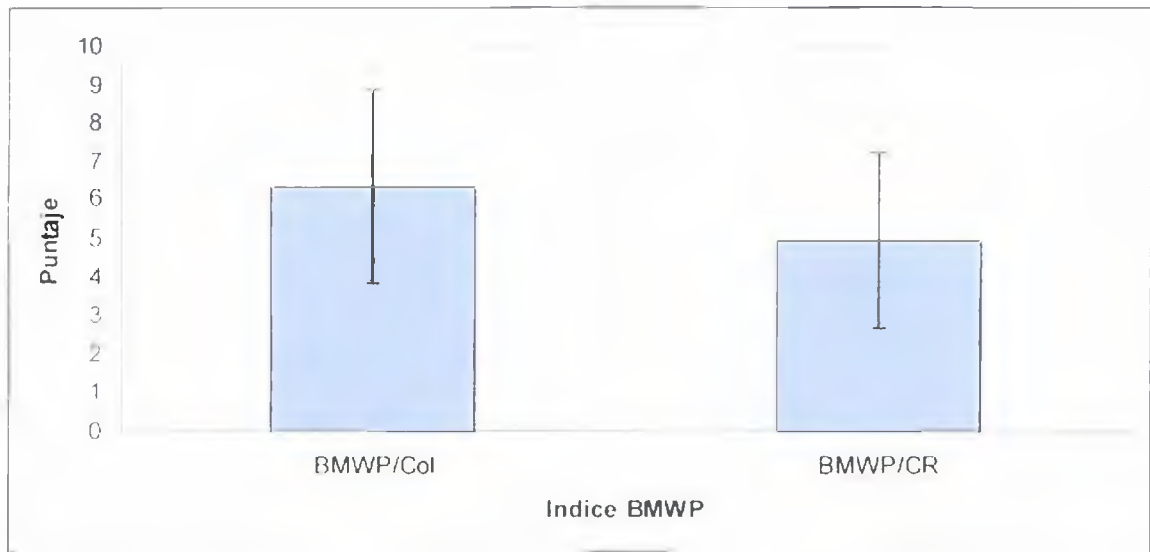


Figura 13 Puntuaciones Totales de acuerdo al BMWP, de los macroinvertebrados colectados en el Río Capira, Panamá, Enero a Agosto 2007.

Lista de Cuadros

Cuadro 1 Valores de los Parámetros fisicoquímicos según estación y época de colecta. Río Capira, Enero a Agosto del 2007.

Sitio	Rana Dorada		Pailitas		Puente Interamericana		Puente Capira		Villa Rosario		Villa Camila	
	Seca	Lluviosa	Seca	Lluviosa	Seca	Lluviosa	Seca	Lluviosa	Seca	Lluviosa	Seca	Lluviosa
Epoca												
DBO₅	1.74	2.17	1.35	2.74	1.14	2.54	0.86	2.81	1.26	2.92	1.13	3.01
Temp. °C	21.6	22.7	26.0	25.0	26.3	25.5	26.8	26.6	29.7	26.9	27.2	27.8
pH	7.77	8.52	8.42	7.79	8.28	8.72	7.47	8.47	7.23	9.43	7.61	8.04
Dureza	56.7	66.7	75.1	70.5	99.6	73.0	101.3	71.6	111.6	56.5	88.9	47.2
OD	5.97	9.12	4.90	8.31	4.72	8.39	6.01	8.46	6.00	8.98	6.27	8.73
Conductividad	120.8	98.9	167.2	167.3	177.9	151.6	192.9	275	190.9	168.3	179.6	132.2
Turbidez	8.74	4.27	1.51	5.33	1.76	7.78	3.75	13.1	9.79	12.6	8.45	48.1
Alcalinidad	22.8	18.0	83.6	54.9	84.3	57.6	87.4	57.6	89.7	61.4	78.2	48.6
TOC	11.3	10.5	13.4	11.3	12.8	11.7	34.9	12.8	12.3	12.8	11.6	13.2
S.D	83.6	72.9	139	122	145.8	113.2	141.1	114.3	156.7	122	147.1	130.4
S.S	16.3	2.64	0.88	1.77	4.26	1.23	0.66	2.30	5.57	4.51	6.80	7.52
Fosfatos	0.02	0.02	0.09	0.05	0.09	0.06	0.08	0.05	0.21	0.09	0.03	0.02
Nitratos	0.12	0.20	0.06	0.09	0.05	0.07	0.06	0.04	0.30	0.17	0.09	0.19
Cloritos	13.3	14.1	9.88	11.3	10.5	10.8	13.3	10.2	15.6	10.0	14.3	10.1

Cuadro 2 Cantidades de macroinvertebrados acuáticos en los sitios de muestreo. Río Capira. Enero a Agosto del 2007.

Orden Díptera

Taxa	Rana Dorada	Pailitas	Puente Interamericana	Puente Capira	Villa Rosario	Villa Camila
Familia Chironomidae						
Chironomini	376	1201	649	1920	1125	795
Orthocladiinae	327	487	105	82	82	126
Tanypodinae	107	623	397	728	885	269
Tanytarsini	22	128	68	108	65	99
Familia Ceratopogonidae						
Ceratopogoninae	6	131	9	68	32	13
Forcipomyiinae		1		1		
Familia Culicidae		2				
Familia Empididae	3	5	2		1	3
Familia Ephydriidae					3	
Familia Muscidae	1	1		4		
Familia Psychodidae						
Maruina	5	2				1
Familia Simuliidae						
Simulium	101	42	53	1	1	25
Familia Stratiomyidae						
Odontomyia			1	1		
Familia Tabanidae						
Chrysops	1			1		
Familia Tipulidae						
Hexatoma	2	1	1	7	4	4
Limonia	2					
Limoniinae1		2				
Limoniinae2				1		
Molophilus	1					
Tipula	2					
Tipulidae Pupa		1				

Orden Ephemeroptera

Taxa	Rana Dorada	Pailitas	Puente Interamericana	Puente Capira	Villa Rosaria	Villa Camila
Familia Baetidae						
Baetidae1			1			
Baetis	21	97	64	56	55	125
Baetodes	5	26	35	3		81
Camelobaetidius		63	2	3	9	4
Cloeodes	2	68	64	43	20	25
Mayobaetis	2	51	25	38	30	35
Familia Caenidae						
Caenis		219	274	267	105	273
Familia Euthyplocidae						
Euthyplocia	3					
Familia Heptageniidae						
Stemonema	1				13	
Familia Leptohyphidae						
Asioplax		3			1	
Leptohyphes	66	301	382	149	320	84
Tricorythodes	30	465	410	902	1063	164
Vacuperinus		26	64	46	154	10
Familia Leptophlebiidae						
Farrodes	126	194	356	199	250	445
Hagenulopsis				1	2	
Thraulodes	1	9	22	9	5	28
Ulmeritoides					2	
Familia Polymitarcidae						
Campsurus				1		

Cuadro 2 Continuación...

Orden Trichoptera

Taxa	Rana Dorada	Pailitas	Puente Interamericana	Puente Capira	Villa Rosario	Villa Camila
Familia Calamoceratidae						
Phylloicus	12	23	48	16	70	19
Familia Ecnomidae						
Austrinodes						1
Familia Glossosomatidae						
Mexotrichia				1		
Mortoniella		4	2	1	2	
Protoptila		167	16	32	28	1
Familia Helicopsychidae						
Helicopsyche	6	2	1			1
Familia Hydropsychidae						
Calopsyche	3					
Leptonema	14					
Macronema	1	52	49	18	24	104
Smicridea	40	144	45	8	30	85
Familia Hydroptilidae						
Mayatrichia					1	
Neotrichia		18		5	18	45
Ochrotrichia					1	
Oxyethira				1	1	
Familia Leptoceridae						
Nectopsyche	3	50	34	20	14	9
Oecetis		15	12	2	8	
Triplectides			5		1	
Familia Odontoceridae						
Marilia		4				
Familia Philopotamidae						
Chimarra	9	33	49	1	13	54
Familia Polacentropidae						
Polycentropus	1	9	2	23	27	10
Familia Xyphocentropidae						
Xyphocentron		4		2		2

Orden Hemiptera

Taxa	Rana Dorada	Pailitas	Puente Interamericana	Puente Capira	Villa Rosario	Villa Camila
Familia Belostomatidae						
Abedus	1			1	2	
Familia Gelastocoridae						
Gelastocoris					1	
Familia Gerridae						
Familia Naucoridae						
Cryphocerios					2	
Familia Nepidae						
Curieita		2	1			
Familia Notonectidae						
Notonecta	3			1		
Familia Veliidae						
Rhagovelia	26	33	2	1		3

Cuadro 2 Continuación...
Orden Coleoptera

Taxa	Rana Dorada	Pailitas	Puente Interamericana	Puente Capira	Villa Rosario	Villa Camila
Familia Curculionidae	1					
Familia Dityscidae	3				1	
Familia Dryopidae	1					
Familia Elmidae						
Austrolimnius		34	39	59	17	7
Cylloepus			2	2	12	
Disersus	8					
Heterelmis	42	13	24	2	12	10
Hexacylloepus	7		1	3	52	1
Hexanchorus	1					
Macrelmis	2	45	52	17	39	17
Microcylloepus						1
Neocylloepus	13	4	2			
Neelmis	5	114	126	105	156	51
Phanocerus	9		1			
Stenelmoides			1			
Xenelmis		1	1			
Familia Gyrinidae						
Dineutus	4					
Familia Haliplidae						1
Familia Hydroscaphidae						
Hydroscapha		11	5	5	3	2
Familia Psephenidae						
Psephenus	1	45	21	4	4	1
Familia Ptilodaetylidae						
Anchytarsus	38					
Familia Scirtidae						
Scirtes						1
Familia Staphylinidae	3				1	

Orden Odonata

Taxa	Rana Dorada	Pailitas	Puente Interamericana	Puente Capira	Villa Rosario	Villa Camila
Familia Calopterygidae						
Hetaerina	3	5	5		3	1
Familia Coenagrionidae						
Argia	2	75	55	41	56	97
Nehalenta			1	6	25	10
Familia Gomphidae						
Epigomphus	3	1	1		3	1
Erpetogomphus		4	3	10	35	5
Perigomphus		4	8			
Phyllocyela				2	2	
Phyllogomphoides		3	1			4
Progomphus		4	3	4	19	4
Familia Lestidae						
Lestes		1			1	2
Familia Libellulidae						
Brechmorhoga	2	12	23	33	17	4
Macrothemis	1	26	88	43	55	4
Familia Megapodagrionidae						
Heteragrion	30	9		2	1	20
Familia Platystieidae						
Palaemnema		1	1		1	2
Familia Polythoridae						
Cora	2					

Cuadro 2 Continuación...

Orden Orthoptera

Taxa	Rana Dorada	Pailitas	Puente Interamericana	Puente Capira	Villa Rosario	Villa Camila
Familia Blatellidae	3					

Orden Plecoptera

Taxa	Rana Dorada	Pailitas	Puente Interamericana	Puente Capira	Villa Rosario	Villa Camila
Familia Perlidae						
Anacronuria	12	6				13

Orden Neuroptera

Taxa	Rana Dorada	Pailitas	Puente Interamericana	Puente Capira	Villa Rosario	Villa Camila
Familia Sisyridae						
Sisyra				1	4	

Orden Lepidoptera

Taxa	Rana Dorada	Pailitas	Puente Interamericana	Puente Capira	Villa Rosario	Villa Camila
Familia Pyrallidae						
Parapoynx Petrophila		14	1		1	3

Orden Megaloptera

Taxa	Rana Dorada	Pailitas	Puente Interamericana	Puente Capira	Villa Rosario	Villa Camila
Familia Corydalidae						
Chloronia Corydalus		2			1	1

Orden Collembola

Taxa	Rana Dorada	Pailitas	Puente Interamericana	Puente Capira	Villa Rosario	Villa Camila
Familia Entomobryidae	9					16
Familia Isotomidae	2		1			

Cuadro 2 Continuación...

Macroinvertebrados acuáticos No insecta

Taxa	Rana Dorada	Pallitas	Puente Interamericana	Puente Capira	Villa Rosario	Villa Camila
Orden Tricladida						
Familia Planariidae	36	36	87	40	73	9
Suborden Crustacea						
Familia Atyidae	2			1		
Familia Palaemonidae						
Macrobrachium	1					3
Familia Pseudohelphusidae	7	1				
Phylum Oligochaeta	3	18	21	8	7	
Phylum Mollusca						
Bivalvos			50	279	601	1
Gastropoda		49	231	181	360	28

Cuadro 3 Resumen de los resultados del Análisis de Correspondencia Canónico (ACC), relacionando las abundancias de los taxos de macroinvertebrados acuáticos con variables ambientales para los sitios de muestreo. Río Capira. Enero a Agosto del 2007.

	Ejes ACC			
	1	2	3	4
Eigenvalues	0.161	0.114	0.036	0.111
Correlaciones Taxa-ambiente	0.913	0.947	0.867	0.000
% Variancia Cumulativa de Taxas	22.5	38.5	43.3	58.8
% Variancia Cumulativa de Taxas-Relación ambiental	51.9	88.5	100	0

Cuadro 4 a) Valores y b) Diagnósticos de los índices biológicos BMWP y el índice químico ICA obtenidos según estación y época de colecta. Río Capira, Enero a Agosto del 2007

a)

Estación	BMWP/CR	BMWP/Col	ICA	BMWP/CR	BMWP/Col	ICA
	Seca	Seca	Seca	Invierno	Invierno	Invierno
Naciente	126	160	76	65	84	70
Pailitas	146	186	74	93	116	70
Puente Interamericana	98	129	74	76	98	68
Puente Capira	109	134	74	78	96	66
Villa Rosario	115	140	73	84	104	65
Villa Camila	131	164	76	58	75	64

b)

Estación	BMWP/CR Seca	BMWP/Col Seca	ICA Seca	BMWP/CR Invierno	BMWP/Col Invierno	ICA Invierno
Rana Dorada	Excelente	Excelente	Excelente	Regular	Aceptable	Excelente
Pailitas	Excelente	Excelente	Excelente	Buena	Buena	Excelente
Puente Interamericana	Regular	Buena	Excelente	Regular	Aceptable	Aceptable
Puente Capira	Buena	Buena	Excelente	Regular	Aceptable	Aceptable
Villa Rosario	Buena	Buena	Excelente	Regular	Buena	Aceptable
Villa Camila	Excelente	Excelente	Excelente	Mala	Aceptable	Aceptable

Fotografías



Foto 1 Vista general del sitio de muestreo en la naciente del Río Capira, ubicada en el sendero Rana Dorada dentro de los límites del Parque Nacional Altos de Campana. (26.02.2007)



Foto 2 Vista general del sitio de muestreo las Pailitas (26.02.2007)



Foto 3 Vista general del sitio de muestreo en el Puente de la carretera Interamericana (26.02.2007)



Foto 4 Vista general del sitio de muestreo en el Puente Capira (26.02.3007)



Foto 5 Vista general del sitio de muestreo Villa Rosario (26.02.2007)



Foto 6 Vista general del sitio de muestreo Villa Camila (26.02.2007)