



## **EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN LA CUENCA DEL RIO CAPIRA, PANAMÁ**

**Ronald Sánchez Argüello<sup>1</sup>, Aydeé Cornejo<sup>2</sup>, Luz Boyero<sup>3</sup> & Alonso Santos Murgas<sup>4</sup>**

<sup>1</sup>Programa Centroamericano de Maestría en Entomología, Universidad de Panamá, Panamá. <sup>2</sup>Programa Centroamericano de Maestría en Entomología, Universidad de Panamá, Panamá. <sup>3</sup>Wetland Ecology Group, Estación Biológica de Doñana-CSIC, Avda María Luisa s/n, E-41013 Sevilla. <sup>4</sup>Facultad de Ciencia Naturales Exactas y Tecnología. Escuela de Biología, Departamento de Zoología, MIUP, Universidad de Panamá.

Emails: <sup>1</sup>ronaldsanchezarguello@gmail.com; <sup>2</sup>aydcornejo@gmail.com; <sup>3</sup>luz.boyero@jcu.edu.au; <sup>4</sup>santosmurgasa@gmail.com

### **RESUMEN**

Entre enero y agosto del 2007 se evaluó el ecosistema fluvial a lo largo de un gradiente de sitios deforestados en la cuenca de un río neotropical (Río Capira, República de Panamá). Se muestrearon seis sitios en los que se midió la diversidad y la calidad del agua para investigar el impacto en la alteración del hábitat sobre el río. Los sitios externos al Parque Nacional Altos de Campana (PNAC) muestran una similar composición taxonómica, sin embargo en los sitios dentro del PNAC se encuentran taxa raros que causan una disimilitud con los restantes sitios muestreados fuera del Parque Nacional. Las variables fisicoquímicas muestran fluctuaciones a lo largo de los sitios de estudio y entre épocas meteorológicas. Los índices de calidad de aguas BMWP/CR, BMWP/Col e ICA/Pan sugieren que la calidad del agua cambia entre sitios y entre épocas. En los sitios conforme se transcurre río abajo hay un progresivo deterioro del ecosistema acuático producto de la alteración del hábitat por la actividad humana, mientras que cuando llegan las lluvias cambian la química del agua reduciendo la calidad del agua, alterando los arreglos de macroinvertebrados bénticos. Los diagnósticos de la calidad del agua brindada por el ICA/Pan son similares a los del BMWP/Col pero este último con menor inversión económica. Este estudio suministra información valiosa acerca de los efectos de la alteración del hábitat en la estructura de los macroinvertebrados bénticos dentro y fuera del área protegida.

## **PALABRAS CLAVES**

Macroinvertebrados bénticos, Biological Monitoring Working Party BMWP Índice, Panamá. Ríos tropicales, Calidad del agua.

## **ABSTRACT**

Between January to August 2007, the pluvial ecosystem in a deforestation gradient on the neotropical stream (Río Capira), Panama was assessed. Six sampling sites were used to measure biodiversity and water quality to know the impact of alteration habitat on stream. External sites to Altos de Campana National Park (PNAC) show similar taxonomical composition, nevertheless in the sites within PNAC rare taxa are found, causing dissimilitude the remaining sites sampled outside the National Park. Physicochemicals variables showed fluctuations along sites studies and season. The water quality index BMWP/CR, BMWP/Col and ICA/Pan showed that water quality change between sites and season. The sites downstream resulted in major habitat alteration to human settlement and the precipitations resulted as most important factor to explain variation in water chemistry that affect benthic macroinvertebrate assemblages. This study brings valuable information about habitat alteration effects in the structure of benthic macroinvertebrates inside and outside of the protected area.

## **KEYWORDS**

Benthic macroinvertebrates, Biological Monitoring Working Party Index, Panamá, Neotropical streams, water quality.

## **INTRODUCCIÓN**

Los macroinvertebrados son ampliamente usados para evaluar la calidad ecológica de los ríos (Rosenberg & Resh, 1993). Por tanto, la relación existente entre las comunidades de macroinvertebrados y el ambiente fluvial es muy estrecha, siendo importante saber cómo estas comunidades varían cuando las condiciones ambientales cambian. En la actualidad el disturbio antropogénico del hábitat continua incrementando a nivel mundial, lo cual ha provocado que los científicos que estudian el ambiente acuático se enfoquen en el desafío para determinar como las actividades humanas influyen la estructura, función de los ecosistemas acuáticos y su potencial para la restauración de aguas impactadas (Surtherland *et al.*, 2002). Ante tal situación Kasangaki *et al.* (2008) plantean que la clave para la comprensión, es entender los ligamientos funcionales entre el uso de los terrenos y los cambios efectuados sobre las condiciones fisicoquímicas y arreglos biológicos en los ríos.

Gran parte de los análisis empleados para la evaluación de la calidad de agua son de carácter fisicoquímico, los cuáles no reflejan las alteraciones del ecosistema acuático a través del tiempo. Por dicha razón, es conveniente complementar el control de la contaminación del agua con bioindicadores (Alba-Tercedor, 1996), siendo los macroinvertebrados acuáticos los organismos más utilizados para este propósito, debido a su sensibilidad a las características del hábitat y por su respuesta rápida a los cambios en la calidad del agua (Klem *et al.*, 1990; Rosenberg & Resh, 1993; Richards *et al.*, 1997; Posada *et al.*, 2000).

A pesar de la importancia de los macroinvertebrados bénticos para determinar la calidad del agua, la gran mayoría de trabajos en bioindicadores acuáticos se han enfocado en sistemas en regiones templadas (Kasangaki *et al.*, 2008); sin embargo el BMWP/CR y BMWP/Col han sido creados como una adaptación del índice Biological Monitoring Working Party (BMWP) (Hellawell, 1978) para su aplicación en Costa Rica y Colombia. Estos son uno de los pocos índices biológicos cuya información se ha adecuado a los cuerpos de aguas de las regiones neotropicales, su aplicación ha sido extensamente trabajada y especializada en Costa Rica (MINAE, 2007) y en Colombia (Roldan, 2003). El presente estudio tiene como objetivo evaluar el estado de la calidad del agua a lo largo de un gradiente perturbacional en la cuenca del río Capira, en Panamá.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

### **Descripción del área de estudio:**

El estudio fue realizado en el río Capira, el cuál nace a los 800 msnm dentro del Cerro Campana en el Parque Nacional Altos de Campana (PNAC), República de Panamá y fluye hacia el océano Pacífico. El clima es tropical húmedo caracterizado por una temperatura promedio de 24 °C, abundante precipitación (>2500 mm) y humedad relativa de 80 % (ANAM, 2008).

Los seis sitios de muestreo fueron seleccionados a lo largo del río y muestreados mensualmente en ocho ocasiones durante la época seca (Enero hasta Abril) y en la época lluviosa (Mayo hasta Agosto). El sitio 1 estaba dentro de zona protegida, mientras que los sitios 2 a 6 estaban en hábitat con algún grado de alteración humana fuera del

PNAC. El sustrato estaba principalmente compuesto de grava, arena, cantos rodados y abundante hojarasca. La cobertura boscosa fue de 90-95% en el sitio 1 mientras que entre los sitios 2-6 fue de 50-85 % (Cuadro 1).

Cuadro 1. Características de los sitios de muestreo en la cuenca del río Capira.

Sitio Muestreo	1. Rana dorada	2. Pailitas	3. Puente Interamericana	4. Puente Capira	5. Villa Rosario	6: Villa Camila
<b>UTM coordenates</b>	618314N 960341W	0621078N 0963790W	622569N 964615W	624199N 968340W	0684751N 095002W	627415N 974206W
<b>Altitud (msnm)</b>	743	171	135	120	110	107
<b>Cobertura Boscosa (%) ± SE</b>	95 ± 0	63.9 ± 6.11	57.1 ± 10.5	63.9± 4.51	69.8± 5.10	65±7.10
<b>Ancho Río (m) ± SE</b>	1.56 ± 1.2	11.1± 0.524	8.85± 0.694	11.1± 1.14	9.46± 0.151	3.83±0.254
<b>Tipo sustrato dominante</b>	Grava	Grava	Arena	Grava	Grava y Arena	Grava
<b>Actividad Humana</b>	Ninguna (Parque Nacional)	Asentamientos humanos, agricultura y ganadería	Asentamientos Humanos y carreteras	Ganadería y carretera	Asentamientos humanos	Asentamientos humanos
<b>Tipo de bosque</b>	Bosque Primario y secundario	Bosque Intervenido	Pastizal	Pastizal	Bosque Intervenido	Bosque Intervenido

### Trabajo de campo y laboratorio

En cada sitio se colectaron diez muestras de macroinvertebrados béticos usando una red tipo D (50 cm de ancho, 25 mm de poro malla) y un marco PVC 50 cm x 50 cm. Se ubicó la red inmediatamente aguas abajo dentro del marco PVC procediendo a remover manualmente el sustrato, así los invertebrados fueron llevados por la corriente dentro de la red. Estos contenidos de la red fueron transferidos a recipientes y preservados en etanol al 70%. En el laboratorio, las muestras fueron limpiadas y separadas para extraer los macroinvertebrados y posteriormente ser identificados hasta el nivel taxonómico más bajo posible (máximo género) utilizando la literatura

disponible (Roldan, 1988; Merrit & Cummins, 1996; Springer *et al.*, 1999 y claves taxonómicas sin publicar).

En cada punto de muestreo se midió la velocidad de la corriente (cm/s; promediado de tres mediciones usando un corcho flotante), profundidad del agua (cm) y el tipo de sustrato dominante. En cada sitio se estimó el porcentaje de cobertura boscosa de manera visual ubicado en el centro del río, además se midió el ancho del río en metros (promediado de tres transeptos en cada sitio) y múltiples variables fisicoquímicas. Así mismo en cada punto de muestreo se midió *In situ* la temperatura del agua, oxígeno disuelto (OD), pH y conductividad usando un multiparámetro Horiba U10. Luego se colectó muestras de agua y fueron mantenidas en hielo dentro del un cooler para ser transportados al laboratorio donde se midió la demanda biológica de oxígeno (BOD), alcalinidad, turbidez, dureza, fosfatos, nitritos, cloritos, sólidos suspendidos (SS), sólidos disueltos totales (TDS) y carbono orgánico total (TOC), siguiendo los métodos estándar (Eaton *et al.*, 1995). Los datos de humedad relativa, precipitación pluvial y temperatura fueron colectados de la estación meteorológica más cercana en Antón, provincia de Coclé y brindados por la Empresa de Transmisión Eléctrica S. A. (ETESA).

### **Análisis de datos**

Empleando las variables fisicoquímicas se calculó el Índice de Calidad de Agua adaptado a Panamá (ICA/Pan) en el que se utilizó las variables abióticas (DBO<sub>5</sub>, OD, pH, SD, SS, conductividad, nitratos, fosfatos y turbidez) (ANAM, 2004).

La variación en la composición taxonómica se midió empleando la riqueza taxonómica y abundancia, luego se estimó la similitud entre sitios mediante el índice de Morisita-Horn empleando el programa ESTIMATES versión 8; para posteriormente efectuar el Análisis de conglomerados Cluster empleando el programa Systat 11.0. Finalmente se estimó la calidad biológica del agua mediante los índices biológicos BMWP/Col y el BMWP/CR.

## RESULTADOS

### Parámetros fisicoquímicos

La precipitación pluvial total (mm/mes) en la cuenca del río Capira, se observa que durante la época seca entre los meses de enero a marzo no hay lluvias, pero desde abril hasta agosto se presentó precipitaciones. (Fig. 1).

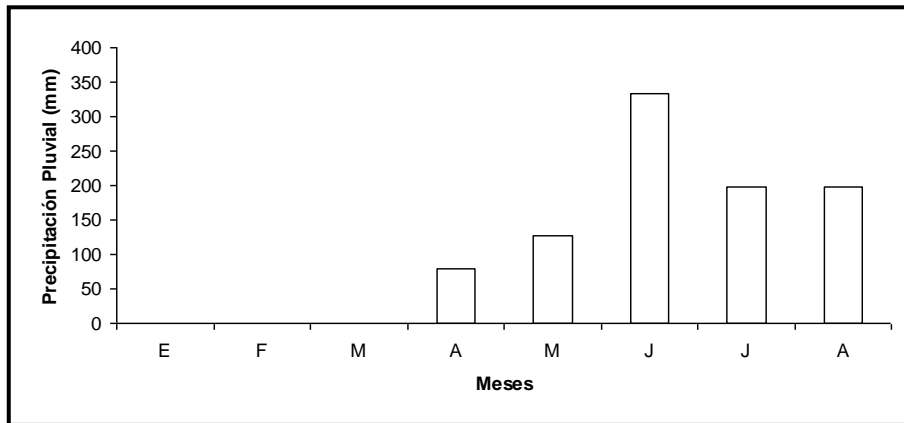


Fig. 1. Datos de precipitación pluvial (mm/mes) en el Río Capira durante el 2007, Fuente Empresa de Transmisión Eléctrica (ETESA), estación meteorológica Antón.

Las variables fisicoquímicas variaron longitudinalmente, desde la parte alta hacia la parte más baja del río asociada con la llegada de las lluvias. En el sitio 1 dentro de un gradiente prístino se obtuvieron niveles bajos de turbidez, sólidos disueltos, conductividad, alcalinidad, temperatura del agua y mayores niveles de oxígeno disuelto. Sin embargo, la mayor parte de sitios fuera del PNAC tuvieron mayores valores de temperatura del agua, turbidez, sólidos disueltos y conductividad con el acercamiento a la desembocadura de río. (Cuadro 2).

Cuadro 2. Variables abióticas medidas en cada sitio y estación (promedio± Desviación estándar).Todas en ppm excepto temperatura (en °C), pH y turbidez (en NTU).

Sitio Muestreo	1		2		3		4		5		6		
	Estación	Seca	Húmeda	Seca	Húmeda	Seca	Húmeda	Seca	Húmeda	Seca	Húmeda	Seca	Húmeda
DBO		1.74±1.76	2.17 ± 0.35	1.35±0.42	2.74 ± 0.70	1.14±0.77	2.54 ± 0.97	0.86±0.52	2.81 ± 0.63	1.26±1.11	2.92 ± 0.54	1.13±0.68	3.01 ± 0.64
Temperatura		21.6±1.01	22.7 ± 0.56	26.0±1.07	25.0 ± 0.90	26.3±0.85	25.5 ± 0.97	26.8±1.54	26.6 ± 1.21	29.7±3.89	26.9 ± 1.33	27.2±0.38	27.8 ± 1.54
pH		7.77±0.58	8.52 ± 0.91	8.42±0.50	7.79 ± 0.57	8.28±0.33	8.72 ± 1.15	7.47±0.50	8.47 ± 1.90	7.23±0.74	9.43 ± 1.17	7.61±0.12	8.04 ± 1.47
Dureza		56.7±14.3	66.7 ± 81.0	75.1±51.1	70.5 ± 6.16	99.6±37.4	73.0± 31.15	101.3±13.9	71.6 ± 15.6	111.6±25.9	56.5 ± 23.4	88.9±19.6	47.2 ± 15.6
DO		5.97±3.78	9.12 ± 1.29	4.90±3.70	8.31 ± 1.27	4.72±3.48	8.39 ± 1.57	6.01±3.65	8.46 ± 1.67	6.00±3.84	8.98 ± 1.45	6.27±4.06	8.73 ± 1.67
Conductividad		120.8±48.2	98.9 ± 17.3	167.2±58.1	167.3± 32.8	177.9±24.1	151.6± 24.3	192.9±21.3	275 ± 175.9	190.9±30.7	168.3± 45.6	179.6±26.3	132.2 ± 49.7
Turbides		8.74±6.86	4.27 ± 1.21	1.51±0.18	5.33 ± 1.50	1.76±0.23	7.78 ± 3.37	3.75±1.82	13.1 ± 5.40	9.79±1.68	12.6 ± 2.18	8.45±4.85	50.1 ± 22.0
Alcalinidad		22.8±1.69	18.0 ± 1.29	83.6±5.46	54.9 ± 4.77	84.3±6.77	57.6 ± 2.65	87.4±4.39	57.6 ± 5.49	89.7±5.61	61.4 ± 4.48	78.2±4.01	48.6 ± 10.4
Carbono Organico		11.3±1.50	10.5 ± 0.29	13.4±2.35	11.3 ± 0.31	12.8±1.03	11.7 ± 0.62	34.9±13.3	12.8 ± 0.45	12.3±2.19	12.8 ± 0.12	11.6±2.54	13.2 ± 1.08
Sólidos Disueltos		83.6±7.41	72.9 ± 5.09	139±6.83	122 ± 6.07	145.8±5.54	113.2± 6.53	141.1±10.9	114.3± 10.1	156.7±4.14	122 ± 5.54	147.1±2.06	130.4 ± 8.13
Sólidos Suspendidos		16.3±16.6	2.64 ± 1.38	0.88±0.67	1.77 ± 0.61	4.26±6.17	1.23 ± 0.40	0.66±0.69	2.30 ± 1.34	5.57±3.90	4.51 ± 1.93	6.80±3.62	7.52 ± 4.88
Fosfatos		0.02±0.01	0.02 ± 0.02	0.09±0.01	0.05 ± 0.02	0.09±0.01	0.06 ± 0.01	0.08±0.01	0.05 ± 0.01	0.21±0.04	0.09 ±0.01	0.03±0.00	0.02 ± 0.01
Nitratos		0.12±0.02	0.20 ± 0.03	0.06±0.04	0.09 ± 0.01	0.05±0.02	0.07 ± 0.01	0.06±0.03	0.04 ± 0	0.30±0.07	0.17 ± 0.02	0.09±0.02	0.19 ± 0.05
Cloritos		13.3±4.40	14.1 ± 0.54	9.88±3.59	11.3 ± 0.53	10.5±3.86	10.8 ±0.30	13.3±0.87	10.2 ± 1.26	15.6±1.03	10.0 ± 1.57	14.3±1.25	10.1 ± 1.68

### Macroinvertebrados

Se colectaron un total de 25,889 individuos, correspondiendo a la clase insecta un total de 12 órdenes, 62 familias, 96 géneros; en los restantes macroinvertebrados acuáticos se reportan cinco phylum, dos Clases, cuatro familias y un género que no corresponden a insectos, haciendo un total de 123 taxas o niveles taxonómicos encontrados en todo el muestreo (Sánchez, 2008). Los sitios de muestreo fueron dominados por los ordenes Diptera (Chironomidae), Ephemeroptera (*Tricorythodes*, *Caenis*, *Farrodes*), Trichoptera (Hydropsychidae), Coleoptera (Elmidae), Odonata (*Argia* y *Macrothemis*) además de otros macroinvertebrados acuáticos como los Moluscos.

El análisis de conglomerados mediante el índice de Morisita-Horn, indica que la composición taxonómica en el sitio 1 está separada de los demás sitios de muestreo. (Fig. 2).

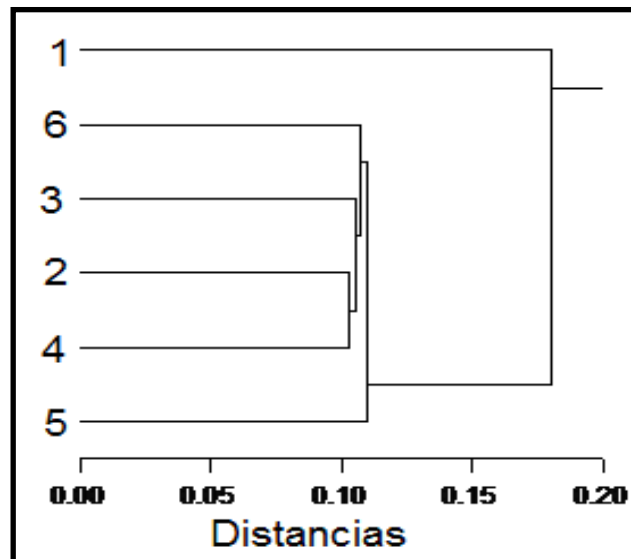


Fig. 2. Análisis de conglomerados cluster empleando el índice morisita-Horn para los sitios muestreados. (1: Rana dorada; 2: Pailitas; 3-Puente Interamericana; 4-Puente Capira; 5-Villa Rosario; 6-Villa Camila).



## Calidad del Agua

Cuadro 3. Diagnósticos de la calidad de agua en la cuenca del río Capira de acuerdo a los índices BMWP/CR, BMWP/Col e ICA/Pan.

---

Sitio	BMWP/CR Seca	BMWP/Col Seca	ICA/Pan Seca	BMWP/CR Lluviosa	BMWP/Col Lluviosa	ICA/Pan Lluviosa
1	Excelente	Excelente	Excelente	Regular	Aceptable	Excelente
2	Excelente	Excelente	Excelente	Buena	Buena	Excelente
3	Regular	Buena	Excelente	Regular	Aceptable	Aceptable
4	Buena	Buena	Excelente	Regular	Aceptable	Aceptable
5	Buena	Buena	Excelente	Regular	Buena	Aceptable
6	Excelente	Excelente	Excelente	Mala	Aceptable	Aceptable

---

## DISCUSIÓN

### Fisicoquímicos

En general las características limnológicas de la cuenca del río Capira dentro y fuera del Parque Nacional Altos de Campana son similares a las reportadas a otros ríos en regiones tropicales (Harrison, 2006; Kasangaki *et al.*, 2008). Los altos valores de dispersión en la mayoría de las variables fisicoquímicas reflejan que la naturaleza química del agua es heterogénea a lo largo del gradiente perturbacional del río. 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 tienden a depender del efecto de las lluvias o las sequías de acuerdo al volumen de agua transportado, el cuál influye en las condiciones y diversidad de hábitat disponibles.

Nuestros datos fisicoquímicos obtenidos dentro del PNAC concuerdan con los obtenidos con Beadle (1974) y Kasangaki *et al.* (2008) puesto que los bosques protegidos en los trópicos son caracterizados por los bajos niveles de conductividad, temperatura del agua, turbidez, sólidos disueltos y con alta cobertura boscosa, alta concentración de oxígeno

disuelto. Sin embargo, fuera del PNAC las condiciones fisicoquímicas reflejan una tendencia generalizada del impacto humano hacia el ecosistema fluvial causando altos valores de conductividad, turbidez y sólidos disueltos. Este incremento de conductividad, SD sólidos disueltos y turbidez han sido reportados en otros estudios en sitios degradados como resultado de los impactos humanos como la deforestación (Trayler & Davis, 1998; Sutherland *et al.*, 2002; Kasangaki *et al.*, 2008).

### **Macroinvertebrados Acuáticos**

En el análisis de cluster se obtuvieron diferencias en las agrupaciones de los sitios, en el cuál se reveló una clara separación de arreglos de macroinvertebrados bénticos del gradiente pristino con respecto a los de un gradiente de deforestación. El sitio 1 fue el más disímil que se separó de los demás sitios, debido a que fue el único cuya ubicación se encuentra dentro del PNAC, lo cuál le permitió albergar la presencia de 15 taxa de insectos (dos familias y trece géneros) raros, destacándose con las mayores abundancias Hydropsychidae: *Leptonema*, Ptilodactylidae: *Anchytarsus*, y la ausencia de moluscos. Los sitios con poco gradiente altitudinal y similares niveles de perturbación del hábitat (171-107 msnm) muestran una alta similitud (74% - 89%) en la composición taxonómica.

Similares resultados fueron reportados en otras regiones tropicales, en el que los arreglos de las comunidades bénticas en sitios perturbados se basan en la producción primaria *in situ* basada en perifiton; contrariamente en los bosques protegidos hay mayor disposición de recursos alimenticios de origen terrestre (especialmente paquetes de hojarasca) causando arreglos bióticos diferentes (Townes, 1981; Ramírez & Pringle, 1998a; Ramírez & Pringle, 1998b; Benstead *et al.*, 2003; Benstead & Pringle, 2004; Kasangaki *et al.*, 2008).

### **Calidad de aguas**

Con respecto al uso de los taxa como bioindicadores, se observa una tendencia natural en los ríos a perder la calidad biológica de sus aguas a medida que se avanza agua abajo demostrada por el decrecimiento en la diversidad. (Alba-Tercedor & Sánchez Ortega, 1988; Goethals, 2002). Esta tendencia natural igualmente se le adiciona la tendencia artificial provocada por los asentamientos humanos y la deforestación

en la cuenca del río Capira que deterioran la calidad del agua por el aporte de las aguas residuales y sedimentación.

En términos fisicoquímicos al ejecutar el ICA/Pan se puede afirmar que la cuenca del río Capira presenta calidad del agua idónea, sin embargo en términos biológicos al ejecutar el BMWP/CR se obtiene buena calidad del agua a excepción del sitio 6 durante la época lluviosa en donde se obtuvo mala calidad del agua. Esto fue producido por la fuerte erosión de los terrenos aledaños al río que provocó niveles críticos en la turbidez (sobre los 50 NTU) y en el DBO<sub>5</sub> (sobre las 3 ppm), lo cuál coincide con investigaciones previas Kampa *et al.* (2000) en el que las descargas de origen antropogénico afectan la calidad biológica del agua y la capacidad de auto-purificación del río.

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 abióticas, para obtener así una visión más global del estado de las poblaciones.

### **AGRADECIMIENTOS**

El presente trabajo esta dentro del marco del proyecto “Aspectos Bioecológicos de la entomofauna acuática en los ríos del Parque Nacional Altos de Campana, Provincia de Panamá” financiado por la Secretaria Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación (SENACYT) y desarrollado en los laboratorios de Naos en el Instituto de Investigaciones Tropicales Smithsonian, el cuál fue base de la tesis de maestría de R. Sánchez ejecutada en la Universidad de Panamá, y con apoyo obtenido de la beca DAAD. Se agradece a Pablo Gutiérrez y Dany Vásquez por la identificación de algunos especímenes, a Roderick Chiru en el Instituto de Investigaciones Científicas Avanzadas Servicios de Alta Tecnología (INDICASAT) por los análisis fisicoquímicos de las aguas.

### **REFERENCIAS**

Alba-Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA). Almaeria 2: 203-213.

Alba-Tercedor, J. & A. Sánchez Ortega. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el Hellawell (1978). *Limnetica* 4:51-56.

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). 2008. Parque Nacional Altos de Campana.  
<http://www.anam.gob.pa/areas%20protegidas/parque%20altos%20de%20campana.htm>

Beadle, L. 1974. *The Inland Waters of Tropical Africa*. 2 Edición. 1981. Longman, Lonon. 475 p.

Benstead, J. & C.M. 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 & C. Pringle. 2003. Relationships of stream invertebrate communities to deforestation in Eastern Madagascar. *Ecological Applications* 13: 1473-1490.

Eaton, Andrew D., L. Clesceri & A. Greenberg. 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. (19th ed.), American Public Health Association, Washington, DC, USA. 1000 p.

Goethals, F. 2002. Data collection concerning macrobenthos. European Aquatic Modelling Network (EAMN). Science press, Bélgica. 82 p.

Harrison, A. 2006. Northeastern Africa Rivers and Streams. pp. 219-256. *In* C. Cushing, K. Cummins y G. Minshall (eds.). *River and stream ecosystems of the world*. University of California Press, Berkeley, USA.

Hellawell, J.M. 1978. Biological surveillance of rivers. Water Research Center, Stevenage. 332 p.

Kasangaki, A., L. Chapman & J. Balirwa. 2008. Land use and the ecology of benthic macroinvertebrate assemblages of high-altitude rainforest streams in Uganda. *Freshwater Biology* 53: 681-697.

Kampa, E., V. Artemiadou, & M. Lazaridou. 2000. Ecological quality of the River Axios during spring and summer. *Journal of Zoology*. 130: 21-77.

Klemm, D., P. Lewis, F. Fulk & J. Lazorchak. 1990. Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters. EPA.600/4-90/030, Environmental Monitoring systems Laboratory, office of modeling, monitoring systems and quality assurances, office of research and development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, USA.

Merritt, R.W. & K.W. Cummins. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall/ Hunt Publ., Dubuque, Iowa. 862 p.

Ministerio Nacional de Ambiente y Energía (MINAE). 2007. Reglamento para la evaluación y clasificación de la calidad de cuerpos de agua superficiales: Capítulo IV: Monitoreo Biológico. *La Gaceta Diario oficial* 178: 3-4.

Posada, J., G. Roldan & 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.

Pringle, C. & J. Benstead. 2001. Effects of logging on tropical river ecosystems, pp. 305-325. *In* R. Fimbel, A. Grahal y J. Robinson (eds.). *The cutting edge: conserving wildlife in logged tropical forest*. Columbia University Press, New York, NY.

Ramirez, A. & C.M. Pringle. 1998a. Invertebrate drift and benthic community dynamics in a lowland neotropical stream, Costa Rica. *Hydrobiologia* 386: 19-26.

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

Richards, C., R. Haro, L. Johnson & G. Host. 1997. Catchment and research-scale properties as indicators of macroinvertebrate species traits. *Freshwater Biology* 37: 219-230.

Roldán, G. 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquía. Fondo FEN, Medellín, Colombia. 217 p.

Roldán, G. 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Uso del método BMWP/Col. Universidad de Antioquia, Medellín. 170 p.

Rosenberg, D. & V.H. Resh. 1993. *Freshwater Biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, Chapman and Hall publishers, New York. 488 p.

Sánchez, R. 2008. Diversidad y estructura de la comunidad de insectos acuáticos en el río Capirra, Panamá. Tesis de Maestría, Universidad de Panamá, Entomología. 102 p.

Springer, M., A. Ramírez & P. Hanson, (eds). 1999. *Artrópodos de agua dulce de Costa Rica. Borradores de claves de identificación*. Universidad de Costa Rica. (Mimeografiado).

Sutherland, B., J. Meyer & E. Gardiner. 2002. Effects of land cover on sediment regime and fish assemblage structure in four southern Appalachian streams. *Freshwater Biology* 47: 1791-1805.

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.

Trayler, K. & J. Davis. 1998. Forestry impacts and the vertical distribution of stream invertebrates in southwestern Australia. *Freshwater Biology*. 40: 331-342.

***Recibido febrero de 2010, aceptado noviembre de 2010.***