

# HÁBITAT FLUVIAL E INSECTOS INDICADORES DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN EN LA CUENCA ALTA DEL RÍO TURBIO, EN EL ESTADO LARA, VENEZUELA

Margenny Barrios<sup>1</sup> y Douglas Rodríguez<sup>1</sup>

## RESUMEN

Las fuertes perturbaciones en la cuenca del río Turbio (vertiente andina del río Orinoco en Venezuela) requieren la evaluación de sus afluentes para contribuir con el manejo adecuado de los recursos hidrobiológicos. Con este fin, durante el período de sequía de 2011 y en localidades de muestreo ubicadas en la cuenca alta se midieron los cauces, la cobertura del sustrato y las variables del agua; igualmente, se estimó el estado de conservación del ambiente ribereño según un índice de conservación fluvial (ICF) y se colectaron insectos acuáticos mediante protocolos estandarizados. Con base en la abundancia de familias de insectos se aplicaron índices para estimar la variación en su riqueza, dominancia y diversidad y el estado de la calidad de las aguas (índices bióticos de BMWP' e IBF), los cuales fueron relacionados con variables sintéticas del hábitat fluvial generadas en un análisis de ordenación multivariada y con los valores del ICF. El gradiente en el hábitat fluvial y el ICF predijeron significativamente los atributos de las familias de insectos, así como en los índices bióticos. Gran parte de los afluentes en la cuenca alta del río Turbio tienen cauces y ambientes ribereños con perturbaciones evidentes que se expresan en pérdida de la riqueza y diversidad de los insectos acuáticos. **Palabras clave adicionales:** Insectos acuáticos, cuencas hidrográficas, biomonitoreo, biología de la conservación

## ABSTRACT

**Fluvial habitat and their insects as indicators of conservation status in watersheds of Turbio River, Lara State, Venezuela**  
Significant negative impacts in the Turbio River watershed (located in the Andean versant of Orinoco River in Venezuela) require evaluation of the tributaries to achieve adequate management of the hydrobiological resources. During the dry season of 2011, measurements of dimensions, substrate types and coverage, and water quality parameters were taken at sample sites in the upper stream reaches of the drainage of riverbed. At the same time, estimates of the conservation status of the riverine environments were made using an index of fluvial conservation (ICF) and aquatic insects were collected using standard protocol methods. Based on the abundance of families of the insects found, indices were calculated to estimate their variation in richness, dominance and diversity, and water quality status (using biotic indices from BMWP' and IBF); these were found to be correlated with synthetic variables of fluvial habitat generated using multivariate ordination techniques and the values of the ICF. The fluvial habitat gradient and the ICF significantly predicted the variation observed in attributes of the insect families, as well as the biotic indices. The great majority of the tributaries of the Turbio River have obvious negative impacts that are reflected in a notable decline of the richness and diversity of aquatic insects.

**Additional key words:** Aquatic insects, hydrographic drainages, biomonitoring, conservation biology

## INTRODUCCIÓN

La creciente expansión de la frontera agrícola y la demanda de los recursos hidrobiológicos ocasionan perturbaciones que tienen un efecto variable sobre la integridad de los ambientes fluviales y sus biotas asociadas. Cambios permanentes en la estructura del hábitat -como la colmatación de cauces, por ejemplo- tienen un efecto directo y negativo sobre la riqueza y abundancia de insectos acuáticos y peces (Sawyer

et al., 2004). Sin embargo, cambios en el uso del agua, como es el caso de los humedales que se han convertido en ambientes artificiales de almacenamiento con fines agrícolas, pueden ofrecer condiciones para la conservación de la biota, contribuyendo así con el mantenimiento de la biodiversidad de acuática (Markwell y Fellows, 2008; Marlchik et al., 2011). Por lo tanto, la necesidad de estudiar el efecto de las perturbaciones y generar bases de datos adecuadas para el manejo de los ecosistemas acuáticos, es

---

Recibido: Enero 22, 2013

Aceptado: Septiembre 30, 2013

<sup>1</sup> Dpto. de Ciencias Biológicas, Decanato de Agronomía, Universidad Centroccidental Lisandro Alvarado. Apdo. 400. Barquisimeto. Venezuela. e-mail: margennybarrios@gmail.com

uno de los temas con mayor interés en la ecología acuática durante el presente siglo (Domínguez y Fernández, 2009).

Un extenso y variado conjunto de métodos emplean bioindicadores para evaluar el estado de conservación de los ecosistemas fluviales y su principio común es el análisis de la variación en la estructura y composición de las comunidades de organismos frente a las perturbaciones ambientales (USEPA, 2002); destacando el empleo de macroinvertebrados acuáticos como indicadores de cambios en los ecosistemas fluviales (Días-Silva et al., 2010). Entre los macroinvertebrados acuáticos, suelen destacarse el grupo de los insectos debido a la gran diversidad biológica y abundancia de sus representantes (Segnini, 2003). Además, algunos grupos tienen importancia variada en los sistemas agrícolas asociados al agua, el cultivo del arroz por ejemplo, ya que pueden sobrevivir en condiciones acuáticas, como algunos miembros de la familia Curculionidae, pudiéndose considerar como plagas (Hanson et al., 2010). Igualmente, en la acuicultura, las fases juveniles de peces y camarones pueden verse afectados por la competencia o depredación de algunos insectos acuáticos, como los Belostomatidae y varias familias de Odonata (Castillo et al., 1990); no obstante, tales grupos de insectos pueden ser también benéficos, ya que actúan como controladores biológicos de otros insectos plagas en los sistemas de producción agropecuaria e incluso la salud humana, como en el caso de las larvas de mosquitos parasitoides en humanos y ganado (García et al., 1996).

El empleo de atributos de las comunidades de insectos acuáticos y la valoración de su tolerancia frente a los gradientes de perturbación son claves para el desarrollo de métodos que interpreten el estado de conservación del hábitat fluvial, como es el caso de los índices bióticos. Entre los índices con aplicación más extendida se encuentran el Índice Biótico de Familias de Hilsenhoff (IBF) y el método BMWP' (Biological Monitoring Working Party). Estos índices resumen y clasifican el arreglo de las comunidades de insectos acuáticos acorde con un gradiente de contaminación orgánica (Segnini, 2003). Existen protocolos complementarios de evaluación del hábitat fluvial, como el Índice de Conservación Fluvial (ICF, Rodríguez-Olarte et al., 2007) con base en el protocolo modificado de Barbour et al.

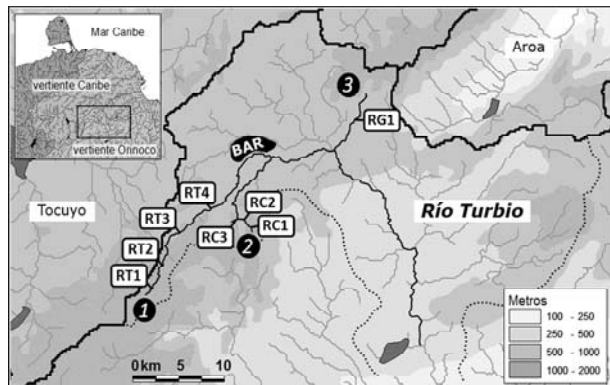
(1999). Este índice ambiental consiste en la asignación de valores a variables indicadoras del estado de conservación aparente del ambiente ribereño (cauce, taludes y bosques) y las actividades antrópicas que influyen en el hábitat fluvial y ribereño (uso del agua y de la tierra, población y turismo).

La cuenca del río Turbio (vertiente andina del Orinoco) se caracteriza por una alta intervención de sus tributarios, destacando la incorporación de efluentes urbanos e industriales, la deforestación de bosques ribereños, la extracción de agua para el consumo humano y agropecuario, y la extracción de materiales no metálicos (FUDECO, 2008). Estas perturbaciones sobre el hábitat fluvial y el ambiente ribereño conducen a la alteración de los patrones en la estructura y composición de las comunidades de insectos acuáticos pero tales efectos aún no se conocen ni valoran de manera adecuada en la cuenca del río Turbio. Además, el uso de los insectos acuáticos como bioindicadores es una herramienta fácil y económica en comparación con los análisis químicos para poder determinar la calidad de las aguas o el estado de conservación de los ecosistemas acuáticos e incidir en los programas de manejo y monitoreo de los recursos hidrobiológicos (Segnini, 2003), ya sea del agua para riego en las actividades agrícolas o para el consumo humano. El objetivo de este trabajo fue evaluar el estado de conservación de los ecosistemas fluviales y sus insectos acuáticos mediante el empleo de diferentes atributos de las comunidades de estos organismos y de las características del hábitat.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La cuenca del río Turbio vierte sus aguas en el río Cojedes y éste desemboca en el río Portuguesa, en la cuenca del Orinoco (Figura 1). La mayor altura de la cuenca se ubica en el Cerro Bajo (1400 msnm) de la sierra de Portuguesa en el estado Lara. Al norte de la cuenca los afluentes drenan las estribaciones de las sierras de Aroa y Bobare. La fisiografía de la cuenca alta se expresa por montañas con topografías accidentadas, colinas caracterizadas por pequeñas terrazas, valles intramontanos con baja pendiente, conos de deyección y zonas de depresión con relieves generalmente planos u ondulados (Smith, 1991; FUDECO, 2008). En la cuenca alta los principales afluentes del hidrosistema son Turbio, Río Claro y

Guaremal. La cuenca drena la ciudad de Barquisimeto y varias poblaciones aledañas.



**Figura 1.** Cuenca alta del río Turbio. La línea punteada indica los límites de la cuenca en la vertiente del Orinoco. La línea continua indica los límites con cuencas vecinas (Aroa y El Tocuyo) de la vertiente Caribe. Las localidades de muestreo se ubicaron en tramos de los afluentes Turbio (1), Río Claro (2) y Guaremal (3). BAR: Barquisimeto

El régimen de precipitación es bimodal (abril-mayo y octubre-noviembre), variando respecto a la influencia de la zona de convergencia intertropical sobre la orografía, especialmente en las estribaciones de la cordillera de los Andes y serranía de Aroa (Smith, 1991). Los bosques húmedos predominan en las cuencas altas, principalmente en áreas protegidas (parques nacionales Terepaima y Yacambú), mientras que en la cuenca media y baja, donde se presentan bosques ralos y con predominio de plantas xerófilas, la intervención humana ha conformado un paisaje agrícola fragmentado. Los cultivos predominan, destacando en las tierras elevadas el cultivo de café y hortalizas, mientras que en las planicies predominan los cultivos anuales, como la caña de azúcar (FUDECO, 2008). El uso de la tierra ha incidido en casi todos los afluentes de la cuenca, evidenciándose la colmatación de cauces y la pérdida de bosques ribereños.

Entre los afluentes Río Claro (3), Turbio (4) y Guaremal (1) se ubicaron tres localidades de muestreo (24 en total) y con por lo menos 50 metros de separación entre cada una. Se aplicaron muestreos sólo durante el período de sequía (enero-abril) de 2011, esto debido a que durante el periodo de lluvias existen perturbaciones generalizadas sobre la estructura del hábitat que

influyen en la presencia y distribución de los organismos (García-Alzate et al., 2010). Cada localidad fue caracterizada (Cuadro 1) en tres transectos perpendiculares al cauce en donde se midió el ancho húmedo, la profundidad máxima y la composición granulométrica de los componentes del sustrato (Barbour et al., 1999), esto último con base en la cobertura de rocas, piedras, cantos rodados, grava gruesa, grava fina, y arena. En el sitio se midieron las variables del agua (pH, sólidos disueltos, conductividad eléctrica y temperatura).

Para estimar el estado de conservación del ambiente ribereño se aplicó el Índice de Conservación Ambiental (ICF; Rodríguez-Olarte et al., 2007). A cada variable del ICF se asignó un valor entre 1 y 10 puntos (1 para el peor estado de conservación) y la suma de los valores de todas las variables totalizó el estado de conservación del ambiente ribereño. Las clases de conservación asignadas a los valores finales del ICF fueron: muy baja (<18 puntos), baja (18-36 puntos), moderada (>36-54 puntos) y alta (>54 puntos).

En cada metro lineal del transecto los insectos fueron recolectados con redes (apertura de malla 500  $\mu$ m) luego de realizar una remoción manual del sustrato en un área de 1 m<sup>2</sup>. Los insectos fueron preservados en etanol al 70 %, identificados con resolución taxonómica a nivel de familia (Alba-Tecedor et al., 2005) y resguardados en la Colección Regional de Peces (CPUCLA), Museo de Ciencias Naturales de la UCLA.

El ancho húmedo, profundidad y sólidos disueltos fueron normalizados mediante su transformación en  $\ln(x)$ . De acuerdo a lo propuesto por Segnini y Chacón et al., (2005), la temperatura del agua fue transformada a  $(\log x)^2$  y la cobertura del sustrato y el porcentaje de sombra en  $\arcsen(x/100)$ . Con el fin de reducir el número y la dimensión de las variables y para reconocer los gradientes ambientales entre las localidades de muestreo, se aplicó un análisis de componentes principales (ACP).

Las comunidades de insectos acuáticos fueron comparadas entre localidades según sus atributos de riqueza, dominancia y diversidad (Shannon-Weaver). Para estimar la calidad biológica de las aguas se emplearon los índices bióticos BMWP' (Biomonitoring Working Party) e IBF (Índice Biótico de Familias de Hilsenhoff) (Segnini, 2003). En el índice BMWP' se asignó un puntaje (1-10) a cada familia de insectos acuáticos en función de su tolerancia estimada bajo diferentes

niveles de contaminación de las aguas. La sumatoria de los puntajes produce el valor final del BMWP', que indica los niveles de estado ecológico en que se encuentra el cuerpo de agua: por ejemplo, una puntuación >100 indica condiciones de agua muy buenas y una puntuación <10 sugiere que las aguas están fuertemente contaminadas (Roldán, 2003). El índice IBF se calculó según el valor promedio ponderado de la abundancia de diferentes familias y su valor según la tolerancia a la contaminación orgánica; estos varían entre 0 y 10, donde los valores más bajos se asocian a condiciones de aguas limpias y los valores más altos indican condiciones de perturbación. En el índice

BMWP', al contrario del IBF, se considera que un cuerpo de agua tiene un alto grado de contaminación cuando los valores obtenidos en el índice son bajos (Figuerola et al., 2007).

Para reconocer y valorar el estado de conservación fluvial se relacionaron los atributos de las comunidades de insectos acuáticos (riqueza e índices ecológicos y bióticos) con los valores del índice ambiental ICF y las variables sintéticas del ACP. Estas relaciones fueron valoradas mediante coeficientes de determinación y su significancia estadística. El programa empleado para los análisis fue PC-ORD 6 (McCune y Mefford, 2011).

**Cuadro 1.** Características del cauce, sustrato y aguas por tramos en los afluentes Río Claro, Turbio y Guaremal

Afluentes	Río Claro			Turbio				Guaremal
	RC1	RC2	RC3	RT1	RT2	RT3	RT4	RG1
Localidades								
Altitud (msnm)	1100	961	982	1305	1115	900	770	650
<b>Cauce</b>								
Ancho (m)	2,8 (0,6)	2,4 (1,3)	1,7 (0,3)	3,8 (0,8)	5,8 (0,5)	6 (1)	3,5 (0,4)	1,2 (0,2)
Profundidad (cm)	17,9 (6,9)	5,6 (0,4)	15,7 (2,8)	18,4 (2,9)	17 (1,5)	14,3 (2,7)	17,7 (1,5)	2,7 (1,8)
Profundidad máx. (cm)	23,4 (6,7)	9,5 (2,9)	19,7 (0,6)	23,7 (4,7)	19,6 (0,6)	15,4 (0,6)	26,5 (5,9)	3,8 (1,6)
<b>Sustrato (%)</b>								
Arena	18,3 (1,2)	10,6 (4,5)	15 (15)	3,3 (2,9)	2,2 (3,9)	0 (0)	16,4 (5,2)	8,3 (5,84)
Grava fina	14,7 (1,5)	19,2 (7,4)	22,9 (16,9)	24,1 (19,1)	10,4 (9,1)	10,8 (5,9)	18,4 (6,2)	33,7 (4,1)
Grava gruesa	24,2 (11,9)	23,2 (14)	18 (7,2)	31,3 (3,2)	27,4 (5,5)	24,3 (3,4)	21,7 (6,5)	30,6 (6,8)
Cantos rodados	14,5 (3,9)	21,9 (8,1)	16,1 (9,6)	22,4 (7,3)	23,7 (2,7)	28,4 (4,8)	7,4 (3,6)	12,2 (2,6)
Piedras	14,2 (4,6)	15,5 (2,6)	11,1 (8)	13,9 (12,5)	19,4 (13,1)	23,9 (0,8)	12 (3,6)	8,7 (5,7)
Bloques	8,9 (8,3)	5,1 (8,8)	12 (10,5)	5,1 (5,8)	14,7 (11,1)	11,3 (0,2)	21 (11,6)	3 (5,2)
Troncos, ramas, hojas	3,2 (0,2)	4,5 (0,9)	4,8 (2,4)	0 (0)	2,2 (3,8)	1,3 (1,3)	0,5 (0,5)	3,6 (3,1)
Sombra	42,8 (14,8)	0 (0)	32 (28,7)	13,8 (18,2)	6,6 (11,4)	0,9 (0,9)	0 (0)	0 (0)
<b>Aguas</b>								
Temperatura (°C)	19	21,5	20,5	20,5	22,7	26,3	29,8	27
Sólidos disueltos (mg·L <sup>-1</sup> )	148	274	253	225	673	751	466	336
Conductividad (μS·cm <sup>-1</sup> )	277	551	500	445	22,7	26,3	980	702
pH	8,25	8,2	8,23	8,59	8,56	8,46	8,3	8,3
ICF	59	31	38	29	27	28	23	18

Nota: Las variables de las aguas fueron medidas en el medio de cada tramo. Valores en paréntesis indican la desviación estándar

## RESULTADOS

Se reconocieron gradientes asociados con la heterogeneidad del hábitat. La sombra provista por la cobertura ribereña fue mayor en las localidades a mayor altura del afluente Río Claro (RC1 y RC3; Cuadro 1), lo que fue asociado con menores valores en la temperatura del agua y en la concentración de los sólidos disueltos, pero esto no ocurrió para el resto de las localidades en los afluentes Turbio y Guaremal, donde se registró una menor cobertura de bosque ribereño y un

aumento en los sólidos disueltos, mayor profundidad y ancho del cauce (Cuadro 1).

El análisis de los componentes principales sobre el hábitat fluvial (Cuadro 2) presentó una varianza acumulada (85,4%) en sus dos primeros ejes (ACP1: 66,4 %; ACP2: 19,1 %) y que explicó en gran medida las variaciones en el hábitat. En el gradiente generado por el primer eje de la ordenación (ACP1) la sombra de la vegetación ribereña sobre el cauce y la profundidad del agua determinaron los mayores valores positivos mientras que los negativos fueron asociados con la

concentración de sólidos disueltos totales y la temperatura del agua. Por otro lado, los valores positivos en el eje ACP2 estuvieron dominados por la profundidad y ancho del cauce, mientras que los negativos lo fueron especialmente por la cobertura de rocas y piedras. El estado de conservación fluvial (ICF) tuvo mayores valores en las localidades de Río Claro (RC1 y RC3) o con presencia de bosques ribereños con menor intervención. En el resto de las localidades, los valores del ICF fueron más bajos, siendo el menor valor para el río Guaremal (Cuadro 1).

**Cuadro 2.** Análisis de componentes principales (ACP). Se muestran los autovalores y porcentaje de varianza explicada para los principales componentes asociados con las variables del hábitat fluvial en la cuenca alta del río Turbio

Hábitat	Componentes		
	1	2	3
Autovalores	0,568	0,163	0,048
Varianza explicada (%)	66,4	19,1	5,6
Varianza acumulada (%)	66,4	85,5	91,1
<b>Cauce y sustrato</b>			
Ancho húmedo máximo	0,006	0,579	0,292
Profundidad máxima	0,187	0,675	-0,564
Fango	-0,003	-0,001	0,019
Arena	-0,041	0,059	0,217
Grava fina	-0,016	0,173	-0,107
Grava gruesa	0,009	0,030	-0,168
Cantos	0,024	-0,076	-0,093
Piedras	0,011	-0,097	-0,031
Rocas	0,019	-0,109	-0,095
Troncos, ramas, hojas	-0,002	0,024	0,012
Sombra	0,959	-0,070	0,215
<b>Aguas</b>			
Temperatura del agua	-0,116	0,222	0,105
Temperatura del aire	-0,006	-0,039	-0,169
Sólidos disueltos totales	-0,168	0,303	0,502
Conductividad	0,0002	-0,001	-0,002

Las 32 familias de insectos acuáticos registradas mostraron variaciones importantes en su riqueza, abundancia y distribución (Cuadro 3). En general, los Chironomidae acumularon más de la mitad de la abundancia relativa (55,5 % Ar) para toda la cuenca y sólo tres familias sobrepasaron el 5% de la misma: Leptohiphidae (8,5%), Simuliidae (7,9%) y Baetidae (6,5%). Aun cuando algunas familias, como los Chironomidae, Baetidae e Hydropsychidae y Simuliidae, estuvieron presentes en todas las localidades,

muchas otras estuvieron restringidas sólo a las cabeceras del Río Claro (RC1 y RC3), como los Leptophlebiidae, Leptohiphidae, Elmidae, Perlidae, Gyrinidae, Odontoceridae, Philopotamidae y Naucoridae. En cuanto a la dominancia, los valores más altos estuvieron presentes en las localidades con menores valores de diversidad; además, una alta dominancia de familias estuvo asociada con una menor altitud y menor estado de conservación (Cuadro 3).

La mayor riqueza se encontró en localidades con mayores valores positivos en el ACP1 y/o en el ICF, como es el caso de Río Claro (RC1 y RC3). Las localidades RC2 y todas las de Turbio y Guaremal presentaron una riqueza más baja, principalmente en aquellas con valores negativos más bajos en el ACP y en el ICF (Figuras 2 y 3). Similarmente, la diversidad estuvo asociada con los gradientes de altitud y estado de conservación (Cuadro 3), en donde los mayores valores fueron registrados en los afluentes de Río Claro, lo que sugiere una alta equidad en la proporción de las familias de insectos; esto no ocurrió para los demás afluentes y localidades, en donde la diversidad de las familias de insectos disminuyó a lo largo del gradiente de altitud y perturbación.

Según el índice BMWP', la calidad del agua en Río Claro (RC1 y RC3) fue la más elevada, considerándose como un cuerpo de agua óptimo y poco contaminado. Por otro lado, RC2 y todas las localidades en los afluentes Turbio y Guaremal se clasificaron como críticas y/o con condiciones de aguas muy contaminadas (Cuadro 3). El Índice Biótico de Familias (IBF) mostró sus mayores valores (calidad de aguas muy buena) para las localidades en el afluente Río Claro (RC1 y RC3), mientras que la mayoría de las localidades del resto de afluentes demostraron una condición de regular a pobre para las aguas, sugiriendo la presencia de contaminación orgánica.

La relación entre el gradiente del hábitat con el estado de conservación de los ambientes fluviales y los atributos de las comunidades de insectos (riqueza, diversidad e índices bióticos) fueron notorias. El ACP2 presentó relaciones muy bajas respecto a los atributos de las biotas (S:  $R^2 = 0,06$ ; H':  $R^2 = 0,002$ ) y los índices bióticos IBF ( $R^2 = 0,000$ ) y BMWP' ( $R^2 = 0,05$ ); (correlaciones no mostradas), pero el ACP1 tuvo correlaciones elevadas con los atributos de las comunidades de insectos acuáticos y los índices bióticos aplicados (Figura 2). Así, el gradiente en el hábitat fluvial

dado por el ACP1 explicó moderada y significativamente la variación en la riqueza (S:  $R^2 = 0,23$ ;  $P < 0,0173$ ) y diversidad de familias (H':

$R^2 = 0,42$ ;  $P < 0,0006$ ); así como la variación en los índices IBF ( $R^2 = 0,44$ ;  $P < 0,0004$ ) y BMWP' ( $R^2 = 0,28$ ;  $P < 0,0080$ ).

**Cuadro 3.** Abundancia promedio de familias según el orden de insectos acuáticos registradas en los afluentes río Claro, Turbio y Guaremal en la cuenca alta del río Turbio

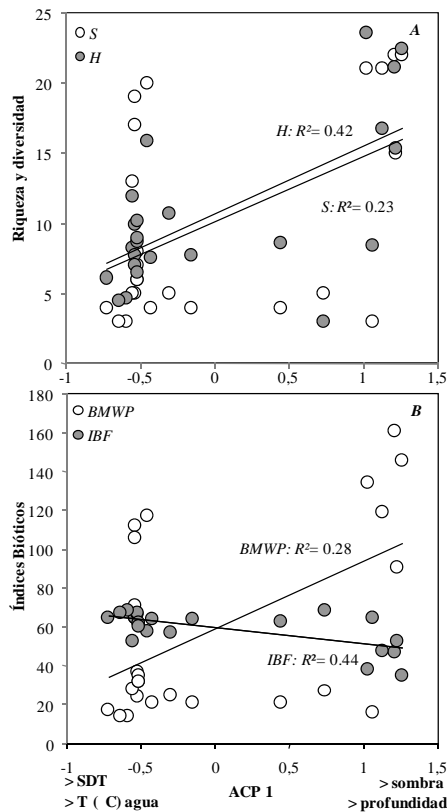
Afluentes Localidades Altitud (msnm)	Río Claro			Turbio				Guaremal	Totales	
	RC1	RC2	RC3	RT1	RT2	RT3	RT4	RG1	AB	Ar
	1100	961	982	1305	1112	900	770	650		
<b>Coleoptera</b>										
Gyrinidae	1,7 (2,9)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	5	0,13
Elmidae	109 (83,6)	94,7 (53,3)	6 (3,6)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	350	10,1
Psephenidae	23,7 (9,1)	8 (6,3)	4,7 (3,5)	0 (0)	0,3 (0,6)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	56	1,61
<b>Diptera</b>										
Chironomidae	231,7 (299)	896 (355)	200 (58,5)	109 (53,7)	275 (135,8)	38,7 (21,6)	150 (46,5)	30 (11,1)	2900	83,3
Simuliidae	33,3 (27,9)	48 (61,6)	20,3 (26,8)	133 (91,7)	36 (38,9)	1 (1)	1,3 (0,6)	0,3 (0,6)	522	14,9
Ceratopogonidae	4,33 (5,1)	33 (18,5)	1 (1,7)	1 (1,3)	1,3 (1,5)	1 (1)	7 (4,6)	3 (1)	85	2,45
Otros	44,3 (60,6)	8,7 (7,2)	9,7 (7,6)	0 (0)	1 (0)	0,7 (1,2)	2 (1)	1 (1)	145	4,16
<b>Ephemeroptera</b>										
Baetidae	63,3 (25,4)	17,7 (11,5)	99,3 (91,8)	7 (8,19)	12 (9,5)	18 (20,2)	9 (4,4)	0,7 (1,2)	398	11,4
Euthyplociidae	0,67 (0,6)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	1	0,04
Leptophebiidae	103 (29)	0,7 (1,2)	11,7 (3,1)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	149	4,28
Leptohyphidae	170 (80,2)	6 (0)	120 (65,1)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	1 (1,7)	0 (0)	444	12,8
<b>Hemiptera</b>										
Veliidae	0,7 (1,2)	9 (12,2)	0,3 (0,6)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	24	0,69
Naucoridae	1,3 (1,2)	0,3 (0,6)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	3	0,1
<b>Megaloptera</b>										0
Corydalidae	0,7 (1,2)	0,3 (0,6)	0,3 (0,6)	0 (0)	0,3 (0,6)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	5	0,13
<b>Odonata</b>										
Coenagrionidae	0,7 (0,6)	0,7 (1,2)	3,7 (4,6)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	11	0,33
Libellulidae	2,3 (3,1)	1,3 (1,5)	3 (2,6)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	14	0,4
Gomphidae	0 (0)	0 (0)	1,3 (1,5)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	3	0,08
<b>Plecoptera</b>										
Perlidae	33 (24,3)	0 (0)	0,3 (0,6)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	58	1,67
<b>Trichoptera</b>										
Hydropsychidae	72 (78,6)	6 (3,5)	6,3 (5,5)	0,7 (1,2)	0,3 (0,6)	12,3 (8,5)	48,7 (9,5)	0 (0)	254	7,28
Otros	47,3 (12)	3,7 (3,5)	14 (13)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	94	2,69
<b>AB</b>	<b>943,3</b>	<b>1134</b>	<b>502</b>	<b>250,7</b>	<b>326,3</b>	<b>71,7</b>	<b>219</b>	<b>35</b>	<b>3482</b>	
<b>Índices</b>										
Riqueza S'	21,7 (0,6)	16,3 (3,1)	18,7 (3,2)	3,7 (0,6)	5,7 (1,2)	4,7 (0,6)	6,7 (1,2)	3,3 (0,6)		
Shannon H'	2,2 (0,1)	0,9 (0,1)	1,6 (0,1)	0,8 (0,1)	0,6 (0,2)	1,01 (0,2)	0,9 (0,1)	0,5 (0,1)		
Dominancia	0,2 (0,03)	0,7 (0,1)	0,3 (0,1)	0,5 (0,02)	0,7 (0,1)	0,5 (0,2)	0,5 (0,05)	0,8 (0,03)		
BMWP'	147 (13,5)	96,3 (22,1)	109 (15,6)	19,3 (2,9)	29,3 (6,8)	24,7 (3,5)	33 (1,7)	15 (1,7)		
IBF	4,02 (0,6)	6,5 (0,1)	5,3 (0,5)	6,4 (0,1)	6,7 (0,1)	5,8 (0,6)	6,1 (0,1)	6,7 (0,2)		

En los totales por familia se indica la abundancia absoluta (AB) y abundancia relativa (Ar). En los totales por localidad de muestreo se indican las abundancias y los índices aplicados. Valores en paréntesis indican la desviación estándar

El estado de conservación de los ambientes fluviales (ICF) demostró correlaciones positivas con los atributos de las comunidades de insectos: como la riqueza (S:  $R^2 = 0,67$ ;  $P < 0,0001$ ), dominancia (D:  $R^2 = 0,64$ ;  $P < 0,0001$ ) y diversidad (H':  $R^2 = 0,85$ ;  $P < 0,0001$ ), así como los índices bióticos IBF ( $R^2 = 0,75$ ;  $P < 0,0001$ ) y BMWP'

( $R^2 = 0,75$ ;  $P < 0,0001$ ) (Figura 3). Lo anterior sugiere que un mayor estado de conservación está asociado de manera predictiva con un aumento en la riqueza y composición de familias de insectos, así como por hábitats acuáticos más conservados y con un previsible menor grado de contaminación orgánica.

El gradiente del hábitat fluvial (ACP1) y el estado de conservación de los ambientes ribereños (ICF) resultó en una correlación moderada y significativa ( $R^2=0,53$ ;  $P<0,0001$ ; Figura 4). Las variables ambientales predominantes en el gradiente del eje ACP1, como el porcentaje de sombra, sólidos disueltos totales y temperatura del agua, tuvieron una relación positiva con los valores de los índices ecológicos, bióticos (Figura 2) y el ICF (Figura 4), pues a mayor cobertura de sombra, los valores de riqueza, diversidad y estado de conservación fueron mayores. Lo contrario sucedió con el aumento en la concentración de los sólidos totales y la temperatura del agua, lo cual tuvo una relación inversamente proporcional al estado de conservación de los ambientes fluviales y los atributos de las comunidades de insectos acuáticos.

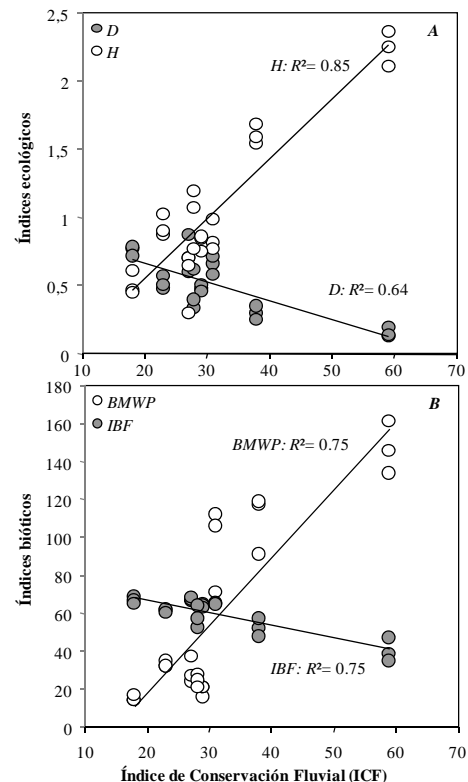


**Figura 2.** Relaciones funcionales del gradiente del hábitat fluvial (variable sintética ACP1) con los atributos de riqueza (S), diversidad (H') e índices bióticos (BMWP' e IBF). En A el hábitat más heterogéneo, que se estima con mayor conservación, predice moderada y significativamente una mayor riqueza y diversidad de familias de insectos. En B los

índices bióticos también fueron expresión de la variación del hábitat. El IBF ha sido magnificado diez veces.

## DISCUSIÓN

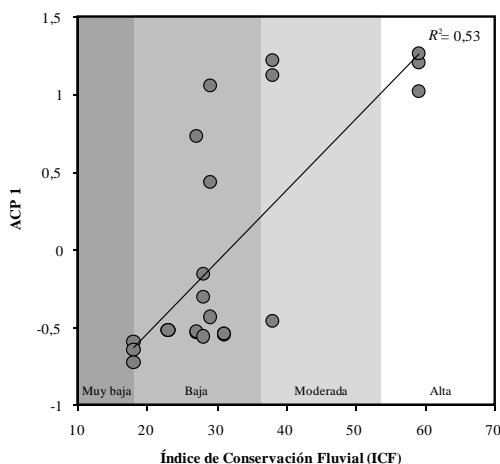
En los ecosistemas fluviales las variables que afectan con mayor fuerza el gradiente ambiental (e.g. sombra, temperatura del agua y sólidos disueltos), están relacionadas de manera natural por la altitud pero, más aún, determinadas por la intervención humana (Mesa, 2010). Usualmente, los ríos con mayor estado de conservación también tienen una mayor cobertura de sombra por la vegetación ribereña, así como una menor temperatura y pocos sólidos disueltos en sus aguas. Esto es reseñado para variados ecosistemas fluviales, donde la presencia de bosques ribereños contribuye a aumentar la heterogeneidad del hábitat fluvial, ejerciendo un efecto directo por la cobertura de sombra, temperatura del agua y, por ende, beneficiando a las biotas asociadas (Allan, 2004; Segnini et al., 2005).



**Figura 3.** Correlación del índice de conservación fluvial (ICF) con los índices ecológicos: Dominancia (D) y Diversidad Shannon-Weaver (H') y bióticos (BMWP' e IBF). En A

se muestra una relación inversa entre la diversidad y la dominancia respecto a los valores del ICF. En B ocurren relaciones similares respecto a los índices bióticos. El IBF ha sido magnificado diez veces.

Un mayor estado de conservación del ambiente ribereño es respuesta a una menor intervención humana, permitiendo así la existencia de cobertura forestal en las riberas y la protección de taludes, así como de los cauces (Mancilla et al., 2009); esto se explica porque los bosques ribereños son los principales generadores de cambios en el funcionamiento de los ecosistemas fluviales, propiciando la infiltración de las aguas superficiales, el transporte de sedimentos y la heterogeneidad térmica, entre otros (Newton y Tejedor, 2011). Con el mismo sentido, un menor estado de conservación se asocia con la expansión y extensión de la frontera agrícola y urbana; más aún, en la cuenca del río Turbio se evidencia un gradiente local del estado de conservación sobre el ambiente ribereño de acuerdo a la intensidad de las perturbaciones, lo cual tendría un efecto en el nivel de las aguas y la heterogeneidad del sustrato, con repercusiones en los patrones de crecimiento, abundancia y estructura en las comunidades acuáticas (Sawyer et al., 2004).



**Figura 4.** La relación entre el estado de conservación fluvial (ICF) y la variable sintética ACP1 sobre el hábitat fluvial fue predictiva, elevada y significativa: un mayor estado de conservación aparente de los ambientes ribereños está asociado con un hábitat fluvial más heterogéneo. La mayor parte de las localidades en la cuenca alta del río Turbio registraron una clase de conservación baja.

La presencia y distribución de los insectos demostraron que los patrones de mayor riqueza están asociados a un gradiente de perturbación expresado en los cambios longitudinales y locales en las variables fisicoquímicas del agua, el tipo de sustrato y la conductividad (Allan et al., 2006; Mesa, 2010). Así, las localidades con mayor estado de conservación de las variables del hábitat tienen comunidades de insectos más heterogéneas (Potter et al., 2005). Lo anterior fue evidente en el Río Claro (RC1 y RC2), donde la variación en la distribución, riqueza y abundancia de las familias de insectos acuáticos estuvo en función directa según la variación de los gradientes ambientales y antropogénicos.

La abundancia elevada de los Chironomidae a lo largo de la cuenca alta, sobre todo en los sitios que presentaron menor estado de conservación, como RC2 y todas las localidades de los afluentes Turbio y Guaremal, se explica por varias razones: por ejemplo, según Artimage et al. (1995), tales insectos tienen una amplia adaptación a distintas condiciones del medio acuático debido a su alta fecundidad, ciclos de vida cortos y emergencia continua, lo que les permite tolerar variadas perturbaciones; además, este grupo es más eficiente en su dispersión y colonización que otros, lo que determina su importancia en la resiliencia y estabilidad del ecosistema (García et al., 2008). Las poblaciones elevadas de las familias Baetidae y Chironomidae, en contraste con otras familias menos tolerantes, permiten inferir sobre el estado de conservación del hábitat fluvial; además, estas familias presentan una amplia variabilidad en cuanto a la preferencia por los hábitats acuáticos (Domínguez y Fernández, 2009) y algunas especies pueden presentar tolerancia a las condiciones de baja concentración de oxígeno y enriquecimiento de nutrientes (Gallardo-Mayenco, 2003; Collier y Quinn, 2003).

El aumento de las perturbaciones tiene efectos negativos sobre el control de insectos plagas en los humanos o el ganado (Culicidae, Chironomidae, Simuliidae, por ejemplo), ya que en hábitats muy intervenidos la dominancia de estos grupos tiende a incrementar debido a la tolerancia que presentan frente a la depauperación del hábitat, disminuyendo así la riqueza de insectos acuáticos que actúan como biorreguladores de estos insectos plagas, como en el caso de varias especies de las familias



Libellulidae, Gomphidae y Coenagrionidae, por ejemplo (García et al., 1996; Hanson et al., 2010).

Los atributos de las comunidades de insectos acuáticos, y por ende los índices bióticos, son susceptibles al arreglo de la estructura del hábitat y también son una respuesta al estado de conservación del ambiente circundante; esto es, la relación funcional entre las variables sintéticas del ACP y el ICF permiten predecir con causalidad las variaciones en la estructura de las comunidades de insectos y, de esta manera, inferir sobre el estado de conservación o integridad del ecosistema fluvial. Por ejemplo, en la cuenca alta del río Turbio los ambientes considerados con buen estado de conservación y con una alta riqueza, diversidad y estabilidad en sus comunidades pueden considerarse como ecosistemas con elevada integridad. En otras localidades y afluentes de la cuenca se estima que la integridad disminuye acorde con las perturbaciones observadas (deforestación de bosques ribereños, cauces alterados y ambientes perturbados).

### CONCLUSIONES

La relación entre los atributos de las comunidades de insectos acuáticos, las características del hábitat fluvial y el estado de conservación del ambiente ribereño sugieren un grado de intervención elevado en los afluentes de la cuenca alta del río Turbio, expresándose en el deterioro de los cauces y la pérdida de diversidad biológica asociada.

Los diferentes atributos de las comunidades de estos insectos (riqueza, dominancia, diversidad) y los índices bióticos se asocian con un gradiente de perturbación del ecosistema. El gradiente de perturbación se asocia con la heterogeneidad en el hábitat fluvial y a su vez con el estado de conservación del mismo.

El estado de conservación de los ecosistemas fluviales en la cuenca alta del río Turbio es crítico, requiriendo de medidas prioritarias para su recuperación y conservación.

### AGRADECIMIENTO

El trabajo es resultado parcial de los proyectos 002-AG-2012 (CDCHT-UCLA) e IEA 2011. N° 54 (PROVITA). Agradecemos a Héctor Rivera y Alexander Gatty por la colaboración en los muestreos y por la revisión del manuscrito a

Donald Taphorn y árbitros anónimos.

### LITERATURA CITADA

1. Alba-Tecedor, J., I. Pardo, N. Prat, y A. Pujanta. 2005. Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la Directiva del Marco del Agua. Protocolos de muestreo y análisis para invertebrados bentónicos. Ministerio del Ambiente. Confederación Hidráulica del Ebro. Madrid. 235 p.
2. Allan, J. 2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic* 35: 254-284.
3. Allan, J., A. Flecker, S. Segnini, D. Taphorn, E. Sokol y G. Kling. 2006. Limnology of Andean piedmont rivers of Venezuela. *Journal of the North American Benthological Society*. 25(1): 66-81.
4. Artimage, P., P. Craston y L. Pinter. 1995. *The Chironomidae: Biology and ecology of Non-Biting Midges*. Chapman & Hall. London. 572 p.
5. Barbour, M., J. Gerritsen, B. Snyder y J. Stribling. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish. EPA 841-B-99-002.
6. Castillo, O., N. Ortiz y A. González. 1990. Los insectos acuáticos asociados a un estanque de la estación de piscicultura de San Fernando de Apure. *Biollania* 7: 1-9.
7. Collier, K. y J. Quinn. 2003. Land-use influences macroinvertebrate community response following a pulse disturbance. *Freshwater Biology* 48: 1462-1481.
8. Días-Silva, K., H. Cabette, L. Juen y P. De Marco. 2010. The influence of habitat integrity and physical-chemical water variables on the structure of aquatic and semi-aquatic Heteroptera. *Zoología* 27(6): 918-930.
9. Domínguez, E. y H. Fernández. 2009. Macroinvertebrados acuáticos de Sudamérica. *Sistemática y Biología*. Fundación Miguel Lillo. Tucumán. 654 p.
10. Figueroa, R., A. Palma, V. Ruíz y X. Niell. 2007. Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: río Chillán, VIII Región. *Revista Chilena de*

- Historia Natural 80: 225-242.
11. FUDECO (Fundación para el Desarrollo de la Región Centroccidental). 2008. Diagnóstico para el plan de ordenación del territorio del estado Lara. Gobernación del estado Lara. Fudeco. Barquisimeto. Venezuela. 390 p.
  12. Gallardo-Mayenco, A. 2003. Distribución espacial de los efemerópteros (Insecta: Ephemeroptera) en dos cuencas mediterráneas a diferentes altitudes. *Zoología Baetica* (13-14): 93-110.
  13. García, I., R. Vivar, J. Quezada y P. Huamán. 1996. Insectos acuáticos biorreguladores de larvas de mosquito presentes en los "Pantanos de Villa". Lima, Perú. *Rev. Cubana de Medicina Tropical* 48(3): 227-228.
  14. García, L., C. Delgado y I. Pardo. 2008. Seasonal changes of benthic communities in a temporary stream of Ibiza (Balearic Island). *Limnetica* 27(2): 259-272.
  15. García-Alzate, C., C. Román-Valencia, M. González y A. Barrero. 2010. Composición y variación temporal de las comunidades de insectos acuáticos (Insecta) en la quebrada Sardineros, afluente Río Verde, alto Cauca, Colombia. *Rev. de Investigaciones. Universidad del Quindío* 21: 21-28.
  16. Hanson, P., M. Springer y A. Ramírez. 2010. Capítulo 1. Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. *Revista de Biología Tropical* 58(4): 3-37.
  17. Mancilla, G., C. Valdovinos, M. Azócar, M. Henríquez y R. Figueroa. 2009. Aproximación multimétrica a la evaluación de la calidad del agua en cuencas con diferentes niveles de intervención antrópica. *Interciencia* 34(12): 857-864.
  18. Markwell, K.A. y C.S. Fellows. 2008. Habitat and biodiversity of on-farm water storages: a case study in Southeast Queensland, Australia. *Environmental Management* 42(2): 234-249.
  19. Marlchik, L., A. Rolon, C. Stenert, I. Farina y O. Rocha. 2011. Can rice field channels contribute to biodiversity conservation in Southern Brazilian wetlands? *Rev. Biología Tropical* 59(4): 1895-1914.
  20. McCune, B. y M. J. Mefford. 2011. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 6. MJM Software, Gleneden Beach, Oregon. 28 p.
  21. Mesa, L. 2010. Hydraulic parameters and longitudinal distribution of macroinvertebrates in subtropical Andean basin. *Interciencia* 35(10): 759-764.
  22. Newton, A. y N. Tejedor. 2011. Principles and practice of forest landscape restoration: Case studies from the drylands of Latin America. IUCN, International Union for Conservation of Nature. Gland, Switzerland. 412 p.
  23. Potter, K., F. Cabbage y R. Schaberg. 2005. Multiple-scale landscape predictors of benthic macroinvertebrate community structure in North Carolina. *Landscape and Urban Planning* 71: 77-90.
  24. Rodríguez-Olarte, D., L. Romero, J. Coronel y A. Amaro. 2007. Caracterización preliminar de los ambientes fluviales en la cuenca del río Tocuyo, vertiente del Caribe, Venezuela. *Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales*. 166: 59-79.
  25. Roldán, G. 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Uso del método de BMWP/Col. Universidad de Antioquia, Colombia. 500 p.
  26. Sawyer, J., P. Stewart, M. Mullen, T. Simon y H. Bennett. 2004. The influence of habitat, water quality and land use on macroinvertebrate and fish assemblages of a southeastern coastal plain watershed, USA. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 7(1): 85-99.
  27. Segnini, S. 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotrópicos* 16(2): 45-63.
  28. Segnini, S. y M. Chacón. 2005. Caracterización fisicoquímica del hábitat interno y ribereño de los ríos andinos en la cordillera de Mérida, Venezuela. *Ecotrópicos* 18(1): 38-61.
  29. Smith, R., A. 1991. Ecología del Estado Lara. Capítulo 1. Serie homenaje/Cuatricentenario de Guanare. Biollania. Edición especial Nº 1.
  30. USEPA. 2002. Methods for evaluating wetland condition. Nº 1 Introduction to wetland biological assessment. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, DC. EPA 822-R-02-014.