

# Evaluación de la calidad del agua del río meachiche (estado Falcón-Venezuela), utilizando índices bióticos

**Terecris Rivero Cedeño**

Universidad Nacional Experimental Francisco de Miranda  
Kris1933@gmail.com  
Venezuela

**Edibeth Gómez Rincón**

Universidad Nacional Experimental Francisco de Miranda  
edibethgomez@gmail.com  
Venezuela

**Fecha de recepción: 10- 06 - 2019    Fecha de aceptación: 28- 07- 2019**

## Resumen

La actividad humana afecta constantemente la calidad de los ecosistemas acuáticos, por lo tanto, existe interés en conocer el grado de contaminación y establecer criterios de calidad de agua que permitan cubrir las necesidades de uso del recurso. En este estudio se evaluaron los cambios en la calidad del agua del río Meachiche, en relación con el efecto de las actividades antropogénicas, utilizando macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores, complementado con análisis fisicoquí-

micos. Una vez al mes, se midieron nueve variables fisicoquímicas y cuatro variables hidrológicas en tres sitios de muestreo, durante los meses de Junio - Septiembre 2010. Los macroinvertebrados fueron recolectados con una red de Surber, preservados con formol al 4 % y transportados al laboratorio. Se aplicó el índice de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ), y los índices bióticos IBMWP, EPT e IBF. Un total de 2 537 macroinvertebrados fueron capturados, pertenecientes a 10 órdenes y 25 familias. El sitio de muestreo aguas abajo tuvo la mayor abundancia de Physidae

(Mollusca: Gasteropoda), clasificado por el IBF como aguas de baja calidad, y los sitios aguas arriba fueron clasificados como de regular a buena calidad. Los índices EPT e IBMWP catalogaron a los sitios estudiados como de calidad regular o aceptable. El agua fue clasificada según el Decreto 883 (1995) como del subtipo 1A y 1B.

**Palabras clave:** Bioindicadores; contaminación; macroinvertebrados bentónicos

## Evaluation of water quality meachiche river (Falcon state-Venezuela), using biotic indexes

### Abstract

Human activity continually affects the quality of aquatic ecosystems; therefore, there is interest in knowing the degree of pollution and establishing water quality criteria that allow covering the needs of use of the resource. The present study evaluated the changes in the water quality of Meachiche river, in relation to effect of anthropogenic activities, using benthic macroinvertebrates as bioindicators, complemented

by physicochemical analyzes. Once a month, nine physicochemical variables and four hydrological variables were measured in three sampling sites during the months of June - September 2010. The macroinvertebrates were collected with a Surber net, preserved with 4% formaldehyde and transported to laboratory. The Shannon-Wiener diversity index ( $H'$ ), and biotic indices IBMWP, EPT and FBI were applied. A total of 2 537 macroinvertebrates were captured, belonging to 10 orders and 25 families.

The sampling site located downstream had the highest abundance of Physidae (Mollusca: Gasteropoda), classified by FBI as low quality waters, upstream sites were classified from regular to good quality. Sites studied were classified by EPT and IBMWP as regular or acceptable quality. Water was classified according to Decree 883 (1995) as subtypes 1A and 1B.

**Key words:** Bioindicators; contamination; benthic macroinvertebrates

## Introducción

En las últimas décadas los ecosistemas acuáticos han sufrido diversos impactos ambientales causados por las actividades humanas, tales como transformaciones del paisaje, cambios en el uso de la tierra, sobre explotación de los recursos, actividades agrícolas, turísticas e industriales (González y otros, 2012; Alonso-EguíaLis y otros, 2014). El río Meachiche ubicado en el municipio Miranda del estado Falcón, no escapa a esta realidad. El crecimiento demográfico, turístico, agrícola y ganadero ha generado asentamientos en su proximidad, causando un impacto negativo en la integridad del ecosistema, poniendo en riesgo la salud de las comunidades y el suministro de agua para el embalse El Isiro y las poblaciones aledañas.

Por esta razón, se requiere evaluar la calidad del agua de este ecosistema, y generar la información que los agentes competentes y gubernamentales necesitan para aplicar las medidas preventivas, mitigantes o correctivas orientadas a minimizar los problemas de contaminación que pudiera estar presentando (Domínguez y Fernández, 2009).

La Norma Venezolana para el Control de la Calidad de los Cuerpos de Agua (Decreto 883, 1995) establece únicamente la aplicación de métodos fisicoquímicos y microbiológicos para la caracterización y clasificación de las aguas. En otros países de Latinoamérica, como Costa Rica y Puerto Rico, la normativa incluye la utilización de macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores (Springer y otros, 2014; Ramírez y Gutiérrez-Fonseca, 2014).

Con el uso de estos organismos, se puede conocer, monitorear y evaluar cambios en la calidad del agua, sirviendo como un método de diagnóstico rápido de la salud del ecosistema (Liñero y otros, 2016). En la presente investigación se consideró la inclusión de los macroinvertebrados bentónicos en la evaluación de la calidad ambiental, como complemento de los métodos fisicoquímicos tradicionales (Bernal y Castillo, 2012; Rosas-Acevedo y otros, 2015; Roldán, 2016), de modo de realizar un estudio integral que permita tener una información más completa del funcionamiento del ecosistema estudiado.

Los macroinvertebrados bentónicos constituyen un componente biótico importante en el funcionamiento de los cuerpos de agua dulce. Están representados por aquellos organismos de tamaño superior a 0,2 mm que se desarrollan sobre el fondo de los ríos, debajo o entre el sustrato (sedimento, hojarasca, macrófitas, entre otros). Algunos autores como Prat y otros (2009) y Roldán (2016), los han considerado como los mejores bioindicadores de la calidad del agua. Esto es debido a lo económico y rápido de su recolección, facilidad en la interpretación de los resultados, ciclos de vida largos, escasa movilidad, diversidad taxonómica y ecológica, tolerancia a diferentes grados de alteración, y al papel que cumplen en el mantenimiento de la integridad funcional de un ecosistema acuático (Bonada y otros, 2006; Resh, 2008; Barba-Álvarez y otros, 2013; Cambra y Santos, 2014).

A pesar de que muchos países en Europa y América han utilizado los macro-invertebrados bentónicos como

bioindicadores, en Venezuela la aplicación de esta metodología es aún muy limitada. En la bibliografía, sólo logra detectarse un número no mayor a veinte investigaciones en todo el territorio nacional, por lo que en muy pocos ríos y estados del país se han empleado los macroinvertebrados en la valoración de la calidad del agua. Destacan en la última década los trabajos realizados por Echeverría y Marrero (2012), Acosta (2012), Barrios y Rodríguez (2013), Rodríguez (2014), Renedo (2015), y Barrios y otros (2015). En este sentido, esta investigación tuvo como propósito aplicar diferentes índices bióticos que han sido ampliamente usados en otros países, a los fines de determinar la calidad del agua del río Meachiche, y evaluar la presión ejercida por las actividades antropogénicas.

## Materiales y Métodos

### Área de Estudio

El estudio se realizó en el río Meachiche, municipio Miranda, estado Falcón, el cual se encuentra al borde de la carretera que une los caseríos Zambrano y Siburúa a unos 4 km al noreste del río San Antonio. El río Meachiche junto con otros cuerpos de agua drena al embalse El Isiro, el cual abastece de agua a la ciudad de Coro. Adicionalmente, este cuerpo de agua es utilizado con fines turísticos, como balneario, y es utilizado por las comunidades aledañas para satisfacer las demandas de agua con fines domésticos y de regadío de cultivos.

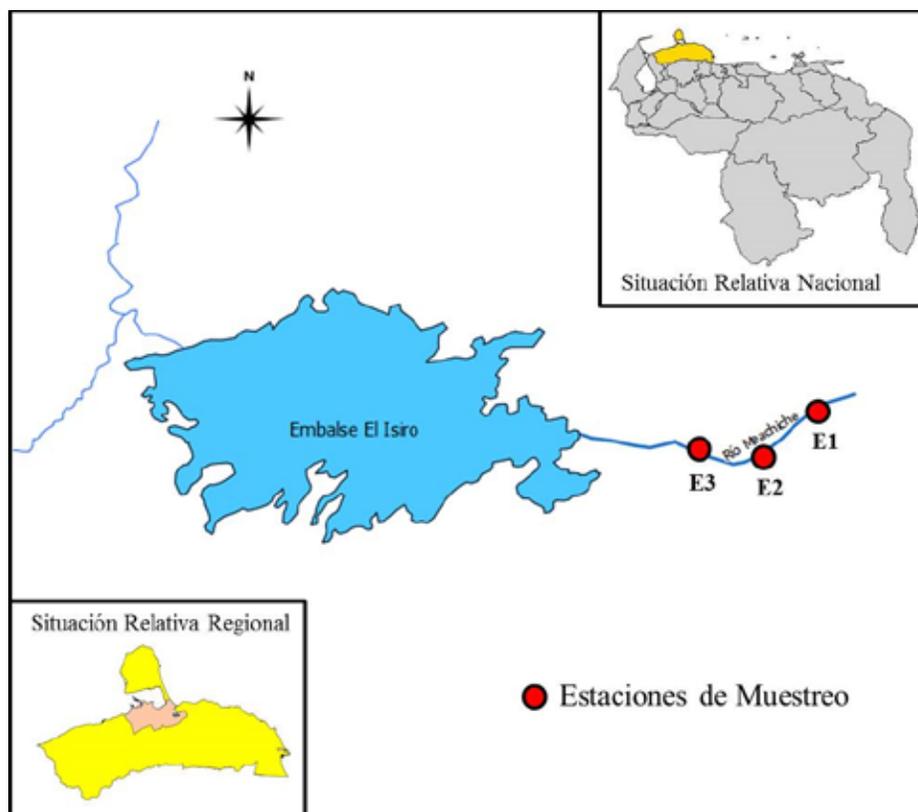
En el río se establecieron tres estaciones de muestreo: aguas arriba (E1),

parte media (E2) y aguas abajo (E3), seleccionadas por las características hidromorfológicas del cauce, principales impactos antropogénicos y facilidad en el acceso (Figura 1). En la E1 (438059 O; 1251010 N), la vegetación ribereña está constituida principalmente por el roble de montaña (*Quercus prinus*) y

ceibas (*Ceiba* sp.), con menor presencia de cují (*Prosopis juliflora*) y algunas cactáceas columnares (*Stenocereus griseus*, *Cereus deficiens*, *Cereus repandus*, *Pilosocereus miritzianus*). Los tipos de sustratos predominantes en el cauce son rocas y bloques, lo que dificulta el escurrimiento del agua cuando

este posee un caudal bajo. Hay actividad agropecuaria hacia el norte, por lo que animales como vacas y ovejas logran ingresar al río. El vertido de desechos sólidos en esta estación es mínima, ya que son muy pocos los bañistas que ingresan a ella.

**Figura 1. Mapa de ubicación de las estaciones de muestreo en el río Meachiche, municipio Miranda, estado Falcón, Venezuela**



En la E2 (437874 O; 1251230 N), la vegetación ribereña predominante es el roble y cují, pero se puede apreciar especies como el apamate (*Tabebuia rosea*). El tipo principal de sustrato en el cauce es bloques y cantos. En esta estación la actividad turística es más intensa debi-

do a que las personas la utilizan como balneario. Esto genera turbulencia, tala y quema de biomasa vegetal, vertido de jabón, desechos sólidos, y descargas de excremento humano. También se construyen pequeños diques en el cauce para retener el agua y usarlos como pozos.

La E3 (437066 O; 1251394 N) es la estación más cercana a la población aledaña. Las aguas residuales provenientes de las casas ubicadas en esta zona, son descargadas al río sin previo tratamiento. Se presenta destrucción de la vegetación ribereña para ser utilizada como

leña. Los automóviles son colocados cerca de la orilla para ser lavados y recibir labores de mantenimiento mecánico, lo cual va acompañado de descarga de sustancias inorgánicas.

### **Determinación de las variables hidrológicas, fisicoquímicas y biológicas**

Se realizaron cuatro muestreos durante el periodo junio-septiembre 2010. En cada sitio y fecha de muestreo se midieron variables hidrológicas como ancho, profundidad del agua y velocidad de la corriente (VC). Para medir el ancho se usó una cinta métrica, y se tomó en cuenta solo la parte llena de agua del cauce. La profundidad del agua se midió utilizando un listón graduado de 1,5 m. Las mediciones se realizaron en varios puntos siguiendo la línea del ancho del cauce, a partir de los cuales se obtuvo un valor promedio. La velocidad de la corriente se determinó utilizando el método del flotador. La temperatura, pH y sólidos totales disueltos (STD) se determinaron con una sonda multiparamétrica marca YSI 650, tomando las muestras directamente del río. Para determinar oxígeno disuelto (OD), demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), nitrógeno total (NT), fósforo total (PT), y dureza total, se recolectaron muestras simples de agua en envases de plástico de 2000 mL, previamente curados con agua del río varias veces, y etiquetados indicando lugar y fecha. Posteriormente fueron preservadas en cavas con hielo y trasladadas al Laboratorio de Análisis Químico de la Universidad Nacional Experimental Francisco de Miranda (UNEFM), donde se siguió lo descrito

en los métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales (APHA, 1992).

Los macroinvertebrados bentónicos fueron recolectados utilizando una red de Surber (30x60 cm). Se tomaron tres muestras integrales en cada estación, que consistieron de tres Surber cada una, permitiendo obtener un buen estimado de microhábitats diferentes. Finalmente las muestras se colocaron en envases de plásticos, preservadas con formol al 4%, indicando lugar y fecha de muestreo, y luego transportadas al Laboratorio de Análisis Químico de la UNEFM. Se realizó la identificación taxonómica de los macroinvertebrados bentónicos utilizando una lupa estereoscópica y las claves de Merrit y Cummins, (1996), Fernández y Domínguez, (2001), Domínguez y Fernández (2009).

La riqueza, el índice de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ), y equidad fueron calculados mediante el programa DIVERS (Pérez-López y Sola-Fernández, 1993). Los valores de diversidad fueron comparados con la escala propuesta por Staub et al. (1970) para evaluar la calidad del agua. Adicionalmente se calculó el Índice Biótico de Familias (IBF Hilsenhoff, 1988), índice IBMWP (Iberian Monitoring Working Party) propuesto por Alba-Tercedor y Sánchez Ortega (1988), y el índice % *Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Trichoptera* (EPT Lenat, 1988). Para mayor explicación sobre los índices aplicados y la metodología a seguir se sugiere consultar las publicaciones de Jáimez-Cuéllar y otros (2002), Torralba-Burrial y Ocharan (2007).

Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) para establecer si hubo diferencias significativas entre los valores de las variables hidrológicas, fisicoquímicas y biológicas y los diferentes puntos de muestreo. Para correlacionar los valores de los índices bióticos con los parámetros fisicoquímicos del agua, se aplicó un análisis de correlación de Pearson. El programa estadístico utilizado fue Infostat, versión 2008.

## **Resultados y Discusión**

### **Variables fisicoquímicas e hidrológicas**

La temperatura y el pH permanecieron constantes en las diferentes estaciones y periodos de muestreo, registrándose bajo coeficiente de variación temporal y espacial (Tabla 1). La temperatura siempre se mantuvo entre 22 – 23 ° C. El pH osciló entre valores mínimos de 7,3 en la E1, y máximos de 8,3 en E2 y E3, lo que indica una condición neutra a ligeramente básica para las estaciones evaluadas, por lo que el grado de acidez no representa peligro para la biota acuática (Arango y otros, 2008).

En general, los sitios estudiados estuvieron bien oxigenados con concentraciones promedio de 9,0 m/L en E1 hasta 6,5 mg/L en E3. La estación ubicada aguas abajo (E3) presentó los mayores valores promedios de color (92,91 CoPt), alcalinidad (108,25 mg/L), turbidez (16,33 UNT), STD (483,33 mg/L), NT (8,75 mg/L), y DBO (7,68 mg/L). Sin embargo, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los sitios de muestreo. El ligero aumento en

los valores de estas variables fisicoquímicas en la E3 se debe probablemente a las actividades antropogénicas que se realizan en las riberas, tales como deforestación, vertido de desechos sólidos, y descargas de aguas residuales, lo que contribuye al aumento de los constituyentes orgánicos e inorgánicos en el agua, a medida que se desciende por el cauce. Esto también podría explicar la relativa baja concentración promedio de OD (6,5 mg/L) registrada en esta estación, y la correlación negativa de esta variable con la DBO, producto de la actividad bacteriana. Estos cambios en las variables fisicoquímica desde tramos superiores del río a los tramos inferiores han sido registrados por varios autores (Figuroa y otros, 2007; Álvarez y otros, 2008), donde indican además que tales modificaciones son producidas generalmente por el aumento de los vertidos puntuales y difusos provenientes de la actividad antrópica (Chará y otros, 2007), y la disminución del bosque de ribera, dando como resultado, mayor probabilidad de erosión y mayor concentración de partículas de sólidos en suspensión (Giraldo y otros, 2014).

Las variables hidrológicas como profundidad, velocidad de la corriente y caudal tuvieron una alta variabilidad temporal, mientras que el ancho promedio tuvo coeficientes de variación inferiores a 20 %. En E1 se registraron los mayores valores promedios de caudal (2,10 m<sup>3</sup>/s), y profundidad (0,60 m), mientras que en E2 se encontró la mayor anchura promedio (8,03 m). En general, se encontró una disminución en las variables hidrológicas desde la estación aguas arriba hasta aguas abajo, esto se debe principalmente a la extrac-

ción de agua, disminución de la pendiente, y modificaciones en el cauce. La disminución del caudal en E3, probablemente agudice el efecto de la contaminación orgánica (Jacobsen, 1988), debido a que con bajo caudal diversos parámetros fisicoquímicos incrementan su concentración como consecuencia de la menor capacidad de dilución.

La comparación de los valores registrados de OD, pH, dureza y NT, con lo establecido en la Normativa Venezolana para la Clasificación y el Control de la Calidad de los Cuerpos de Agua (Decreto 883, 1995), indica que el agua del río Meachiche, cumple con lo establecido por la norma para aguas del subtipo 1A y 1B, y del subtipo 4A y 4B, lo que significa que son aguas que pueden ser acondicionadas con la sola adición de desinfectantes, así como también pueden ser destinadas a balnearios, deportes acuáticos, pesca deportiva, comercial y de subsistencia, y pueden estar en contacto con el ser humano de forma total y parcial. Es de resaltar que los STD, DQO, y DBO, no se pudieron contrastar con la norma, debido a que no son considerados. Sin embargo, el aumento en las concentraciones de tales parámetros puede considerarse un indicio de que las condiciones fisicoquímicas del agua están siendo alteradas y que si no se toman las medidas necesarias la calidad del agua irá disminuyendo progresivamente.

**Tabla 1. Valores promedios (...), mínimos y máximos (min-max) y el coeficiente de variación (% CV) de las variables ambientales medidas en los sitios de estudios durante el periodo de muestreo**

Variables	Estación 1			Estación 2			Estación 3		
	$\bar{x}$	(min-max)	% CV	$\bar{x}$	(min-max)	% CV	$\bar{x}$	(min-max)	% CV
Temperatura	22	(22-23)		23	(23-23)		22	(22-23)	
pH	7,65	(7,3-8)	3,77	7,9	(7,7-8,3)	3,43	7,85	(7,6-8,3)	3,96
Color (Co-Pt)	46,33	(20,67-61,67)	39,87	49,67	(3,67-100)	79,91	92,91	(20-215,33)	103,81
Turbidez (UNT)	5,92	(5,67-6,33)	5,34	5,91	(3-7,67)	36,03	16,33	(9-31,33)	62,05
Conductividad (Uohm/cm)	300	(100-500)	76,98	175	(100-300)	54,71	149,83	(100-200)	38,40
STD (mg/L)	375	(50-675)	69,5	366,66	(283,33-450)	23,76	483,33	(208-650)	31,35
OD (mg/L)	9,0	(7,1-12,4)	60,39	8,58	(5,6-12)	31,17	6,55	(4,4-9,02)	30,30
Dureza (mg/L)	184,58	(155-253,33)	24,97	182,91	(130-256,67)	29,14	181,75	(140-260,33)	29,91
Alcalinidad (mg/L)	88	(17,33-120)	54,05	94,83	(14,67-136,67)	57,82	108,25	(18,67-158,33)	58,70
NT (mg/L)	3,17	(0,56-11)	164,67	3,08	(0,56-10,67)	163,72	8,75	(0,56-33,33)	187,20
PT (mg/L)	1,11	(0,54-2,83)	102,92	0,52	(0,4-0,61)	16,86	0,65	(0,54-0,98)	33,85
DBO (mg/L)	1,83	(0,06-5,8)	148,46	2,52	(0,06-5,8)	115,77	7,68	(0,06-24,81)	152,74
DQO (mg/L)	0,63	(0,03-1,16)	85,43	1,07	(0,03-2,76)	114,38	4,08	(0,03-14,8)	175,55
Ancho (m)	5,09	(3,75-6,0)	19,3	8,03	(6,7-9)	12,64	5,37	(4,8-6)	0,17
Profundidad (m)	0,60	(0,30-0,76)	34,68	0,34	(0,2-0,6)	53,7	0,12	(0,02-0,2)	62,32
VC (m/s)	0,38	(0,26-0,64)	46,4	0,24	(0,1-0,53)	81,32	0,36	(0,1-0,81)	89,93
Q (m <sup>3</sup> /s)	2,1	(0,08-8)	187,73	0,21	(0,09-0,47)	85,52	0,23	(0,05-0,5)	87,88

### Análisis de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos

Se recolectaron un total de 2 537 individuos pertenecientes a 10 órdenes y 25 familias (Tabla 2). El 84 % de los taxones identificados correspondieron a la Clase Insecta, mientras que los otros grupos tales como *Gasteropoda* y *Oligochaeta* estuvieron pobremente representados (Figura 2). Los órdenes de insectos que presentaron el mayor número de familias fueron *Ephemeroptera*, *Trichoptera* y *Diptera* con cuatro.

Del total de familias identificadas, 18 fueron comunes en los tres sitios de estudio. La familia *Athericidae* (*Diptera*), la cual es típica de aguas bien oxigenadas y baja concentración de nutrientes

(De la Lanza Espino y otros, 2000) fue encontrada únicamente en la estación aguas arriba, estando ausente *Psephenidae* (*Coleoptera*) y *Planorbiidae* (*Gasteropoda*). En E3 estuvieron ausentes taxones considerados como intolerantes o moderadamente sensibles a la contaminación (Alba-Tercedor, 1996; Roldán, 1996), tales como *Perlidae* (*Plecoptera*) e *Hydrobiosidae* (*Trichoptera*), por lo que la riqueza taxonómica en esta estación fue la más baja con 20 familias, en comparación con E1 y E2, las cuales presentaron 24 y 23 familias, respectivamente. Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre los sitios de estudio ( $F = 0,24$ ;  $p > 0,05$ ;  $n = 12$ ), lo que indica que el número de taxones no varió entre los sitios evaluados. En general, podría indicarse que las estaciones de muestreo

presentaron condiciones propicias para el establecimiento de una comunidad de macroinvertebrados dulceacuícolas diversa, compuesta de organismos pertenecientes a *Ephemeroptera* (*Leptophlebiidae*, *Baetidae*), *Plecoptera* (*Perlidae*), *Trichoptera* (*Helicopsychidae*), *Diptera* (*Simuliidae*), y *Coleoptera* (*Psephenidae*) que son taxones asociados con aguas bien oxigenadas, frías, y con corrientes rápidas (Oliveira y Castillo, 2010).

La diversidad de especies varió significativamente entre las estaciones ( $F = 16,54$ ;  $p < 0,05$ ;  $n = 40$ ). E1 y E2 tuvieron la mayor diversidad (2,2 y 2,3), en comparación con E3 cuyo valor fue de 1,8, lo que muestra que la diversidad de especies va disminuyendo aguas abajo. Roldán (2003) expresa que los sitios

que se caracterizan por presentar una alta diversidad, se asocian con zonas menos perturbadas. En contraste, los sitios que presentan baja diversidad como es el caso de E3, pueden estar reflejando la posible alteración de la estructura de la comunidad por la disminución en la calidad del agua, debido a que los taxones reconocidos como indicadores de aguas limpias y bien oxigenadas se ven reducidos, dando lugar al establecimiento de otros organismos tolerantes a condiciones anaeróbicas y/o de alta contaminación (Fore y otros, 1996; Guerrero-Bolaños, 2003).

Con respecto a la abundancia de individuos, los resultados fueron opuestos, la mayor abundancia fue encontrada en E3, con 1 239 individuos, seguido por E2 y E1 con 857 y 441 individuos, respectivamente. No obstante, un análisis de varianza mostró que no hubo diferencias significativas entre los sitios ( $F= 2,90$ ;  $p > 0,05$ ;  $n = 12$ ). La alta abundancia de macroinvertebrados en E3, se debe a la dominancia de *Physidae* (*Gasteropoda*), la cual contribuyó al 56,09 % de la fauna bentónica. Este grupo se ha encontrado en sitios con altas concentraciones de sustancias orgánicas de origen no vegetal, y donde el sustrato está conformado principalmente por sedimentos finos, por lo que es considerado un bioindicador de aguas contaminadas (Figuroa y otros, 2007; García y Godínez, 2010; Rosas-Acevedo y otros, 2015).

Es de resaltar que E3, es el sitio de estudio más cercano a la población alejada, y que debido a la falta de sistemas cloacales, las aguas son descargadas específicamente en esta área. Adicio-

nalmente, en esta estación, el caudal disminuye, y la vegetación ribereña es escasa, por lo que se reduce el proceso de infiltración de sedimentos y nutrientes hacia el cauce, generando cambios en algunos de los parámetros fisicoquímicos (turbidez, STD, NT), los cuales a su vez pueden estar ocasionando modificaciones en las características biológicas de este cuerpo de agua. Esto probablemente explicaría el registro de una baja riqueza taxonómica y una elevada abundancia de gasterópodos en este sitio.

Excluyendo Mollusca, el orden de insectos con mayor abundancia relativa en los sitios estudiados fue *Ephemeroptera* (40,77 %), seguido por *Diptera* (17,47 %), mientras que las familias más representativas en cuanto a número de individuos fueron *Leptophlebiidae* (18,34%), *Baetidae* (14,62%) y *Simuliidae* (12,89 %). Esta tendencia fue similar en las tres estaciones, a excepción de E2, en la cual *Simuliidae* superó en abundancia a *Baetidae*. La predominancia de las familias *Leptophlebiidae* y *Baetidae* en los cuerpos de agua ha sido también documentada por algunos autores tales como Goulart y Callisto (2005), Torres y otros (2006), Mosquera-Murillo y Córdoba-Aragón (2015), quienes expresan además que estos grupos tienen amplia distribución en el neotrópico, son los más diversos en número de especies, y poseen ciertas adaptaciones a los diferentes hábitat y condiciones de los cuerpos de agua, permitiéndoles tener éxito en términos de abundancia, en comparación con otras familias de efemerópteros (Dominguez y Fernández, 2009). Adicionalmente, estas familias han sido consideradas

como indicadoras de aguas entre limpias y medianamente contaminadas con materia orgánica (Junqueira y Campos 1998). Algunos géneros son intolerantes a la contaminación (*Hagenulopsis*), mientras que otros pueden tolerar aguas ligeramente contaminadas (*Baetodes*), con cierto grado de turbidez y niveles bajos de oxígeno disuelto (Giacometti y Bersosa, 2006; Flowers y De la Rosa, 2010), pero ninguno ha sido encontrado en aguas muy contaminadas. Del mismo modo, *Simuliidae* ha sido relacionado con aguas muy oxigenadas, de corrientes fuertes o moderadas, con gran cantidad de partículas en suspensión, y sustratos estables como piedras (Oliveira y Castillo, 2010). Los resultados muestran que en el río Meachiche prevalecen estas condiciones, lo que ha permitido el establecimiento de las poblaciones de estos grupos indicadores de buena salud ecosistémica.

**Tabla 2. Composición y abundancia total de los macroinvertebrados bentónicos encontrados en todos los sitios y meses de muestreo.**

**E1: estación 1, E2: estación 2, E3: estación 3.**

Phylum	Clase	Orden	Familia	E1	E2	E3	Total de individuos/taxón
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptophlebiidae	75	109	112	296
			Leptohyphidae	4	2	-	6
			Baetidae	75	79	82	236
			Caenidae	32	66	22	120
		Odonata	Coenagrionidae	12	60	53	125
			Calopterygidae	3	3	11	17
			Aeshnidae	9	28	24	61
		Hemiptera	Nauconidae	1	5	1	7
			Velidae	51	50	33	134
		Trichoptera	Hydropsychidae	21	56	43	120
			Helicopsychidae	3	2	6	11
			Hydrobiosidae	2	6	-	8
			Glossosomatidae	2	13	17	32
		Plecoptera	Perlidae	5	2	-	7
		Megaloptera	Corydalidae	4	6	5	16
		Coleoptera	Elmidae	26	15	5	46
			Psephenidae	-	13	24	37
			Scirtidae	1	-	-	1
			Diptera	Tipulidae	9	17	15
		Mollusca	Gasteropoda	Basommatophora	Simuliidae	60	84
Chironomidae	2				9	20	31
Athenicidae	2				-	-	2
Planorbidae	-				13	32	45
Hidrobiidae	5				-	-	5
Annelida	Oligochaeta		Physidae	30	181	663	874
			No identificada	8	38	7	54
Total individuos/estación				441	857	1239	2.537

### Análisis de calidad de agua con los índices bióticos

El análisis de calidad de agua empleando el IBMWP, arrojó calidades similares en las todas las estaciones y periodos de muestreo, siendo clasificadas como aguas de calidad aceptable, que presentan algún efecto de contaminación (Tabla 3).

Por otra parte, E1 y E2 tuvieron los mayores valores promedios de % EPT, con 46 y 39, respectivamente (Tabla 3). A pesar de esta diferencia en la proporción de *Ephemeroptera*, *Plecoptera* y *Trichoptera* en las tres estaciones de muestreo, el índice no diferenció la calidad del agua, ya que estableció una calidad regular en las tres estaciones. Esta clasificación no se mantuvo durante todos los meses, puesto que durante

el cuarto muestreo (septiembre-2010), la E3 fue catalogada por el índice como de mala calidad, y la E1 como de buena durante el tercer y cuarto muestreo.

Los valores promedios del IBF oscilaron desde 4,6 en E1 hasta 6,5 en E3 (Tabla 3). En este índice mientras mayor sea el valor, menor es la calidad. Esto indica que E1 presentó la mejor calidad del agua (buena), E2 una calidad regular y E3 la más baja calidad (regular pobre). Resultados similares fueron encontrados con el índice de diversidad de Shannon-Wiener, en la cual las estaciones ubicadas aguas arriba fueron calificadas como aguas que presentan una ligera contaminación, mientras que la estación situada aguas abajo tiene una contaminación moderada. Se detectaron variaciones temporales en la calidad del agua en los diferentes sitios de

estudio utilizando el IBF. De este modo, E1 fue clasificada como de calidad muy buena en el primer y tercer muestreo, y regular en el segundo muestreo, mientras que la calidad del agua de E3 varió de pobre a regular pobre en los meses de junio-2010 y septiembre-2010.

En este sentido, el IBF y el índice Shannon-Wiener lograron distinguir la calidad de las aguas entre los sitios estudiados de acuerdo al efecto de las distintas actividades antropogénicas realizadas en cada uno de estas áreas, mostrándose más sensible a las perturbaciones. Es importante resaltar que el IBF es un método que considera la abundancia además de la tolerancia, y la presencia/ausencia de las familias de macroinvertebrados bentónicos a la contaminación. Esto probablemente constituya una fortaleza que permita

que este índice discrimine claramente entre las estaciones de muestreo con mayor intervención antrópica, en comparación con los otros índices que solo ponderan la tolerancia y la riqueza de familias.

El IBF correlacionó negativamente con el OD ( $r = -0,49$ ), indicando que en cuanto mayor es la concentración de OD en el agua, menor será el valor del IBF, reflejando una mejor calidad. En cuanto al índice IBMWP, este se correlacionó negativamente con el pH ( $r = -0,81$ ) y el fósforo ( $r = -0,26$ ), demostrando que altos valores de estos parámetros tienen un efecto negativo sobre la biota. El índice EPT tuvo una mejor correlación con la mayoría de los parámetros fisicoquímicos (DBO, DQO, NT, dureza, STD, temperatura). Los resultados obtenidos sugieren que altas concentraciones de DBO, DQO, NT, PT, STD y bajas concentraciones de OD, afectan la calidad del agua y por ende se afecta la estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, lo cual se ve reflejado en los valores obtenidos en los índices. De los parámetros fisicoquímicos medidos, el oxígeno fue el que correlacionó significativamente con los índices bióticos. Esta variación conjunta que muestra el oxígeno con los índices valida la utilidad de los bioindicadores de contaminación por materia orgánica (Rodríguez y otros, 2016).

Es importante señalar que a pesar de que los parámetros fisicoquímicos evaluados, indican que no hay modificación significativa en la calidad del agua, los resultados arrojados por los índices bióticos sugieren que si está siendo

afectada por las actividades antropogénicas, debido a que la comunidad de macroinvertebrados presenta cambios en su estructura, mostrando una disminución en la calidad del agua en el tercer sitio de muestreo. Es por esta razón que se recomienda la aplicación de los índices bióticos en la evaluación de la calidad del agua de los ríos de nuestra región, sirviendo como un sistema de alarma temprana, para diagnosticar cambios producidos por perturbaciones antropogénicas. En este estudio se comprobó la sensibilidad del IBF para clasificar la calidad del agua de acuerdo a la presión antropogénica sometida, y la correlación de este índice con el oxígeno disuelto. En este caso, no se recomienda el índice IBMWP, porque a pesar de su fácil aplicación tiene un fuerte carácter cualitativo, que lo hace muy subjetivo en sistemas pocos estudiados. Según Taylor (1997), el IBMWP puede detectar sólo impactos a gran escala y es menos sensible que el método cuantitativo.

Los índices bióticos aplicados en este estudio, a pesar de las limitaciones que tienen, debido a que fueron diseñados para ser utilizados en otros tipos de ríos e incluyen taxones que no se encuentran en el trópico, constituyen herramientas útiles para estimar el estado de salud de los ecosistemas acuáticos, debido a la simplicidad en la estimación, bajo nivel de resolución taxonómica (familia), bajo costo, y a la adecuada correlación con estresores antropogénicos como son la contaminación química y modificación del hábitat (Figuerola y otros, 2003).

El presente estudio demuestra, al igual que otras investigaciones que se han realizado en nuestro país (Graterol y otros, 2006; Echeverría y Marrero, 2012; Barrios y Rodríguez, 2013), la utilidad que tienen los macroinvertebrados bentónicos para el diagnóstico de la calidad del agua en los ríos del estado Falcón, con miras a implementar este componente biótico para la futura normativa legal venezolana, con el fin de actualizarla y ajustarla a los nuevos tiempos.

**Tabla 3. Valores y calidades obtenidos de los índices % EPT, IBMWP, IBF, y Diversidad de Shannon-Wiener en los sitios de estudio durante los meses de muestreo**

Sitio de estudio	Índice	Meses de muestreo				Promedio	Calidad
		junio-2010	julio-2010	agosto-2010	septiembre-2010		
E1	IBMWP	62	77	79	66	71	Aceptable: ligeramente contaminada
	% EPT	42,6	29,5	53,8	62	46	Regular
	IBF	4,15	5,73	4,15	4,54	4,64	Buena
	Índice Shannon-Wiener	2,3	2,4	2,3	2,0	2,2	Contaminación ligera
E2	IBMWP	61	71	80	64	69	Aceptable: ligeramente contaminada
	% EPT	45,6	36,9	32,1	42	39	Regular
	IBF	5,69	6,01	5,82	5,29	5,7	Regular
	Índice Shannon-Wiener	2,3	2,2	2,3	2,4	2,3	Contaminación ligera
E3	IBMWP	53	70	72	79	68	Aceptable: ligeramente contaminada
	% EPT	35,0	23,2	29,0	17	26	Regular
	IBF	7,13	6,37	5,88	6,61	6,5	Regular pobre
	Índice Shannon-Wiener	1,5	1,9	1,8	2,0	1,8	Contaminación moderada

## Conclusiones

1. Los parámetros fisicoquímicos analizados en el río Meachiche durante los meses de muestreo, reflejan una calidad de agua del subtipo 4A y 4B, y para aguas del subtipo 1A y 1B, de acuerdo a los rangos establecidos en la Normativa Venezolana para la Clasificación y el Control de la Calidad de los Cuerpos de Agua (Decreto 883, 1995).

2. La comunidad de macroinvertebrados del río Meachiche está constituida por 10 órdenes, distribuidos en 25 familias, siendo los insectos el grupo más representativo, y dentro de éstos las familias *Leptophlebiidae*, *Baetidae*, y *Simuliidae*, fueron las que presentaron mayor abundancia relativa.

3. El análisis de los parámetros comunitarios de los macroinvertebrados bentónicos indican que la estación aguas abajo presenta una menor diversidad y riqueza, y una mayor abundancia, debido principalmente a la presencia de la familia Physidae (Gasteropoda), la cual es considerada como bioindicador de altas concentraciones de materia orgánica y sólidos finos en suspensión.

4. Los índices EPT e IBMWP catalogaron a los sitios de estudio como de calidad regular o aceptable, mientras que el IBF indicó una calidad buena para E1, regular para E2 y mala para E3. El IBF fue el método más sensible, debido a que logró diferenciar la calidad de las aguas entre los sitios estudiados de acuerdo al efecto de las distintas actividades antropogénicas.

## Referencias

- Acosta, G. (2012). Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad del agua: una representación cartográfica para la gestión, mantenimiento y conservación, de la parte alta del Río Mitare, Estado Falcón. Trabajo Especial de Grado para optar al Título de Licenciado en Ciencias Ambientales. Universidad Nacional Experimental "Francisco de Miranda". 76 pp.
- APHA, AWWA, WEF. (1995). Standard methods for examination of water described. I.S.A.E. Greeberg y A.D.S. Eaton (editors). 9 ed.
- Alba-Tercedor, J. y Sánchez-Ortega, A. (1988). Un método rápido y simple

- para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4, 51-56.
- Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), Almería, España: 203-213.
- Alonso-EguíaLis, P., Springer, M., Mora, J. M. y Pineda, R. (2014). Los ecosistemas dulceacuícolas tropicales y subtropicales de la región central de América: importancia y retos para la conservación de su biodiversidad, pp. 17-30. En: Alonso-EguíaLis y otros. (Eds.). *Diversidad, conservación y uso de los macroinvertebrados dulceacuícolas de México, Centroamérica, Colombia, Cuba y Puerto Rico*. México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Universidad Autónoma de Querétaro; Costa Rica: Universidad de Costa Rica. 443 pp.
- Álvarez, M., Barquín, J. y Recio, M. (2008). El Ecosistema fluvial en el alto Ebro. Estado de conservación de la comunidad de macroinvertebrados y del bosque de ribera como reflejo de los usos de la cuenca. *Lo-custella: Anuario de la Naturaleza de Cantabria*, 5, 88-95.
- Arango, M., Álvarez, M., Arango, G., Torres, O. y Monsalve, A. (2008). Calidad del agua de las quebradas la Cristalina y la Risaralda, San Luis, Antioquia. *Revista de la Escuela de Ingeniería de Antioquia*, 9, 121-141.
- Barba-Álvarez, R., De la Lanza-Espino, G., Contreras-Ramos, A. y González-Mora, I. (2013). Insectos acuáticos indicadores de calidad del agua en México: casos de estudio, ríos Copalita, Zimatán y Coyula, Oaxaca. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84, 381-383.
- Barrios, M. y Rodríguez, D. (2013). Hábitat fluvial e insectos indicadores del estado de conservación de la cuenca alta del río Turbio, en el Estado Lara, Venezuela. *Bioagro*, 25(3), 151-160.
- Barrios, M., Rodríguez, D. y García, E. (2015). Índice de integridad de los ecosistemas fluviales con base a las comunidades de insectos acuáticos en el Río Misoa de la Cuenca del Lago de Maracaibo, Venezuela. *Entomotopica*, 30(8), 69-83.
- Bernal, J. y Castillo, H. (2012). Diversidad, distribución de los insectos acuáticos y calidad del agua de la subcuenca alta y media del Río Mula, Chiriquí, Panamá. *Tecnociencia*, 14(1), 35-52.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H. y Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. *Annual Review Entomology*, 51, 495-523.
- Cambra, R. y Santos, S. (2014). Monitoreo de insectos acuáticos y calidad del agua en el Río Pirre, Parque Nacional Darién, República de Panamá. *Tecnociencia*, 16 (2), 65-76.
- Chará, J., Pedraza, G., Giraldo, L. P. e Hincapié, D. (2007). Efecto de corredores ribereños sobre el estado de quebradas en la zona ganadera del río La Vieja, Colombia. *Agroforestería de las Américas*, 45, 72-78.
- De la Lanza Espino, G., Hernández, S. P. y Carvajal, J. L. (2000). Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores). Ciudad de México, México, Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca / Comisión Nacional de Agua / Universidad Nacional Autónoma de México. 632 pp.
- Domínguez, E. y Fernández, H. (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y Biología (1era ed.). San Miguel de Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo. 654 pp.
- Echeverría, G. y Marrero, C. (2012). Determinación del estado ecológico del río Guanare, estado Portuguesa, Venezuela, utilizando macroinvertebrados bentónicos como indicadores. *Acta Biológica Venezolana*, 32 (1), 29-55.
- Fernández, H. y Domínguez, E. (Eds.). (2001). Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. San Miguel de Tucumán, Argentina: Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo. 282 pp.
- Figueroa, R., Valdovinos, C., Araya, E. y Parra, O. (2003). Macroinvertebrados bentónicos como indicado-

- res de calidad de agua de ríos del Sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76, 275-285.
- Figueroa, R., Palma, A., Ruiz, V. y Niell, X. (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.
- Flowers, R. W. y De la Rosa, C. (2010). Capítulo 4. Ephemeroptera. *Revista Biología Tropical*, 58 (4), 63-93.
- Fore, L. S., Karr, J. R. y Wisseman, R. W. (1996). Assessing invertebrate responses to human activities: Evaluating alternative approaches. *Journal of North American Benthological Society*, 15(2), 212-231.
- García, C. y Godínez, P. (2010). Determinación de moluscos indicadores de la calidad ambiental en los ríos del área natural protegida La Magdalena, Municipio de Chalchuapa, Santa Ana, El Salvador. Trabajo Especial de Grado para Licenciatura en Biología, Departamento de Biología, Facultad Multidisciplinaria de Occidente, Universidad de El Salvador, Santa Ana, El Salvador. 130 pp.
- Giacometti, J. y Bersosa, F. (2006). Macroinvertebrados acuáticos y su importancia como bioindicadores de calidad del agua en el río Alambi. *Boletín Técnico* 6, Serie Zoológica, 2, 17-32.
- Giraldo, L., Chará, J., Zúñiga, M., Chará-Serna, A. y Pedraza, G. (2014). Impacto del uso del suelo agropecuario sobre macroinvertebrados acuáticos en pequeñas quebradas de la cuenca del río La Vieja (Valle del Cauca, Colombia). *Revista Biología Tropical*, 62 (2), 203-219.
- González, S., Ramírez, Y., Meza, A. y Días, L. (2012). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua de quebradas abastecedoras del Municipio de Manizales. *Boletín Científico del Museo de Historia Natural*, 16 (2), 135-148.
- Goulart, M. y Callisto, M. (2005). Mayfly Diversity in the Brazilian Tropical Headwaters of Serra do Cipó. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48 (6), 983-996.
- Graterol, H., Goncalves, L., Medina, B. y Pérez, B. (2006). Insectos acuáticos como indicadores de calidad del agua del río Guacara, Carabobo-Venezuela. *Revista Faraute Ciencias y Tecnología*, 1(1), 57-67.
- Guerrero-Bolaño, F., Manjarrés-Hernández, A. y Núñez-Padilla, N. (2003). Los macroinvertebrados bentónicos de Pozo Azul (Cuenca del Río Gaira, Colombia) y su relación con la calidad del agua. *Acta Biológica Colombiana*, 8(2), 43-55.
- Hilsenhoff, W. L. (1988). Rapid field Assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of North American Benthological Society*, 7(1), 65-68.
- Jacobsen, D. (1998). The effect of organic pollution on the macroinvertebrate fauna of Ecuadorian Highland streams. *Archives Hydrobiology*, 143(2), 179-195.
- Jáimez-Cuéllar, P., Vivas, S.; Bonada, N., Robles, S., Mellado, A., Álvarez, M., Avilés, J., Casas, J., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Sáinz-Cantero, C., Sánchez-Ortega, A., Suárez, M., Toro, M., Vidal-Abarca, M., Zamora-Muñoz, C. y Alba-Tercedor, J. (2002). Protocolo GUADALMED (PRECE). *Limnetica*, 21(3-4), 187-204.
- Junqueira, V. M. y Campos, S. C. M. (1998). Adaptation of the "BMWP" method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 10(2), 125-135.
- Lenat, D. (1988). Water quality assessment of streams using qualitative collection methods for benthic macroinvertebrates. *Journal of North American Benthological Society*, 7, 222-233.
- Liñero, I., Balarezzo, V., Eraso, H., Pacheco, F., Ramos, C., Muzo, R. y Calva, C. (2016). Calidad del agua de un río andino ecuatoriano a través del uso de macroinvertebrados. *Cuadernos de Investigación*, 8(1), 69-75.
- Merritt, R. y Cummins, K. (Eds). (1996). An introduction to the aquatic insects of North America (3era ed.). Dubuque, Iowa: Kendall/Hunt Publishing Company. 862 pp.

- Mosquera-Murillo, Z., y Córdoba-Aragón, K. (2015). Caracterización de la entomofauna acuática en cuatro quebradas de la cuenca del río San Juan, Chocó, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 39(150), 67-76.
- Oliveira, A. y Callisto, M. (2010). Benthic macroinvertebrates as bioindicators of water quality in an Atlantic forest fragment. *Iheringia, Série Zoológica*, 100(4), 291-300.
- Pérez-López, F. J. y Sola-Fernández, F. M. (1993). DIVERS: Programa para el cálculo de los índices de diversidad [programa informático en línea]. Disponible desde la página web: <http://perso.wanadoo.es/jp-1/descargas.htm>. (Consultado el 20-01-2010).
- Prat, N., Ríos, B., Acosta, R. y Rieradevall, M. (2009). Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas, p. 631-654. En: Domínguez E. y Fernández, H. R. (Eds.). *Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos. Sistemática y Biología*. San Miguel de Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo. 656 pp.
- Ramírez, A. y Gutiérrez-Fonseca, P. E. (2014). Puerto Rico, pp. 419-437. En: Alonso-EguíaLis y otros. (Eds.). *Diversidad, conservación y uso de los macroinvertebrados dulceacuícolas de México, Centroamérica, Colombia, Cuba y Puerto Rico*. México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Universidad Autónoma de Querétaro; Costa Rica: Universidad de Costa Rica. 443 pp.
- Roldán, G. (2003). *La bioindicación de la calidad del agua en Colombia*. Medellín, Colombia: Editorial Universidad de Antioquia. 500 pp.
- Roldán, G. (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 40(155), 254-274.
- Rosas-Acevedo, A., Sánchez-Infante, A., y Rosas-Acevedo, J. L. (2015). Calidad del agua en la subcuenca fluvial La Garita, Acapulco, Guerrero por monitoreo con insectos. *Estudios en Biodiversidad*, 10, 121-129.
- Rodríguez, E. (2014). Evaluación de la calidad ambiental de la Cuenca Alta del Río Hueque, municipio Petit-Estado Falcón. Trabajo Especial de Grado para Licenciatura en Ciencias Ambientales. Universidad Nacional Experimental "Francisco de Miranda", Coro, Venezuela. 120 pp.
- Rodríguez, L., Ríos, P., Espinosa, M., Cedeño, P. y Jiménez, G. (2016). Caracterización de la calidad de agua mediante macroinvertebrados bentónicos en el río Puyo, en la Amazonía Ecuatoriana. *Hidrobiológica*, 26 (3), 497-507.
- Roldán, G. (1996). Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia. 217 pp.
- Springer, M., Echeverría-Sáenz, S. y Gutiérrez-Fonseca, P. E. (2014). Costa Rica, pp 119-137. En: Alonso-EguíaLis y otros. (Eds.). *Diversidad, conservación y uso de los macroinvertebrados dulceacuícolas de México, Centroamérica, Colombia, Cuba y Puerto Rico*. México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Universidad Autónoma de Querétaro; Costa Rica: Universidad de Costa Rica. 443 pp.
- Staub, R., Haftetters A. y Hass I. (1970). The effects of industrial wastes of Memphis and Shelby Country on primary planktonic procedures. *BioScience*, 20, 905-912.
- Torralba-Burrial, A. y Ocharan, F. J. (2007). Protocolo para la evaluación del estado ecológico de la red fluvial de Aragón (NE de España)

según sus comunidades de macroinvertebrados bentónicos. *Limnetica*, 26 (2), 359-372.

Taylor, B. R. (1997). Rapid assessment procedures: radical reinvention or just sloppy science?. *Human Ecological Risk Assessment*, 3(6), 1005-1016.

Torres, Y., Roldán, G., Asprilla, S., Rivas, T. (2006). Estudio preliminar de algunos aspectos ambientales y ecológicos de las comunidades de peces y macroinvertebrados acuáticos en el río Tutunendo, Chocó-Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, (30)114, 67-76.