

DETERMINACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DEL RÍO GUANARE, ESTADO PORTUGUESA, VENEZUELA, UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS COMO INDICADORES

Gabriela Echevarría¹ y Crispulo Marrero^{2}*

¹Postgrado en Ecología, Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas, Venezuela, hydropsichidae@gmail.com. ²Laboratorio de Biología y Ecología de Insectos Acuáticos Universidad Nacional Experimental de los Llanos Occidentales Ezequiel Zamora UNELLEZ, Guanare, Venezuela, krispulom@gmail.com.

RESUMEN

La condición biótica del río Guanare fue evaluada mediante los Índice de Integridad Biótica (IIBm) y de Proporción de Ephemeroptera, Trichoptera y Plecoptera (ETP). Los macroinvertebrados bentónicos utilizados fueron colectados durante la sequía de 2008, 2009 y 2010, en sitios con diferentes niveles de alteración. La condición del hábitat se evaluó con el Índice de Calidad de Hábitat (ICH). Los datos se examinaron empleando Análisis de Agrupación (Cluster Analysis) y Análisis de Componentes Principales (PCA). Se pudieron distinguir cuatro categorías de condición de las aguas del río Guanare, donde el sector más degradado se ubicó a cuatro kilómetros aguas abajo de Biscucuy, población que descarga aguas servidas sin tratar. El río Anús presentó mejor ICH que el río Guanare, por lo que resultó adecuado como sitio de referencia. Según el análisis de agrupación, la formación de subgrupos de las estaciones del río Guanare estuvo acorde con el nivel de degradación, con una relación positiva entre el IIBm, el oxígeno disuelto, el ICH y la conductividad, y una relación negativa de estos parámetros con la turbidez y la temperatura.

Palabras clave: macroinvertebrados bentónicos, integridad biótica, usos de la tierra, aguas residuales, piedemonte andino, Venezuela.

Determination of the ecological status of Guanare River, Portuguesa state, Venezuela, using benthic macroinvertebrates as indicators

Abstract

The biotic condition of Guanare River was evaluated through the application of the Index of Biotic Integrity (IBI), and the Index of Proportion of Ephemeroptera, Trichoptera y Plecoptera (ETP). The data used for the analysis were collected during the dry season of the years 2008, 2009 and 2010 in several sites with different degrees of perturbation. The area covers sites with various types and levels of human disturbance, assessed by the Habitat Quality Index (HQI). The data were examined with cluster and principal components analyses. Through the IBI, four categories of water's condition were distinguished. The most degraded sector covered four km

downstream after the discharge of wastewaters from Biscucuy. Anús River had the best habitat conditions (HQI) and was adequate as a reference site. The subgroups were created according to the disturbing level by applying the cluster analysis. It was revealed a positive relationship among the IBIB, the dissolved oxygen, the HQI and the conductivity, and a negative relationship with the turbidity and the temperature through principal component analysis.

Keywords: benthic macroinvertebrates, biotic integrity, land uses, wastewaters, Andean piedmont, Venezuela.

INTRODUCCIÓN

Los distintos usos de la tierra practicados durante siglos de ocupación humana y sus actividades derivadas, tales como deforestación de bosques, contaminación con sustancias tóxicas y desechos sólidos, vertido de aguas residuales, alteraciones en los cauces para extracción de materiales de construcción, ejecución de urbanismo y en particular la actividad petrolera, han impactado negativamente casi todos los sistemas acuáticos del orbe (Copeland y Dorris, 1964; Winemiller *y col.*, 1996; Wang y Lyons, 2003; Baynard, 2011). Estas actividades traen como consecuencias el aumento de las temperaturas de las aguas, aumento de la carga de sedimentos suspendidos, disminución de la cantidad de oxígeno disuelto, lesiones y enfermedades en los peces, eliminación de comunidades de organismos bentónicos y reducción de refugios (Resh y Jackson, 1993). Los primeros estudios sobre la calidad de las aguas corrientes evaluaban sistemáticamente las condiciones del sustrato y de los parámetros fisicoquímicos del agua, tales como turbidez, temperatura, pH, conductividad, concentración de oxígeno disuelto, demanda biológica de oxígeno (DBO) y demanda química de oxígeno (DQO), entre otros. Posteriormente se desarrollaron métodos basados en sistemas biológicos, conocidos genéricamente como técnicas de biomonitorio (Johnson *y col.*, 1993), las cuales se basan en el uso sistemático de los atributos biológicos de un cuerpo de agua para determinar su salud o condición ambiental (Karr *y col.*, 1986; Hodgkinson y Jackson, 2005).

En la aplicación de estos métodos se emplean como herramienta básica los denominados índices de integridad biológica (IIB). Estos índices están basados en la medición de variables relacionadas con organismos, poblaciones y

comunidades (N° de taxa, N° taxa EPT, N° taxa Chironomidae, porcentaje de taxa dominante, entre otros) y permiten calificar cualitativamente y cuantitativamente la condición ecológica de un cuerpo de agua, referente a su estructura y funcionamiento (Armantrout, 1998; Prat *y col.*, 2009). A largo plazo, el biomonitoreo identifica los riesgos ecológicos importantes para el bienestar humano derivados de la contaminación y permiten diagnosticar impactos químicos, físicos y biológicos, así como sus efectos acumulativos (Karr y Chu, 1999). Con estas técnicas se coloca a la biota como una herramienta central en los procesos de gestión de los sistemas acuáticos (Marrero *y col.*, 2012).

Las técnicas de biomonitoreo se fundamentan en el uso de bioindicadores, definidos como cualquier variable o atributo biológico que permita detectar el grado de deterioro de un ambiente. En el caso de los ecosistemas acuáticos, los bioindicadores más utilizados han sido las propiedades de los individuos, poblaciones y comunidades de algunos grupos de organismos como fitoplancton, peces y macroinvertebrados bentónicos (Karr *y col.*, 1986; Johnson *y col.*, 1993). Cuando se trabaja con organismos bentónicos se consideran en el estudio atributos tales como su presencia, cantidad, diversidad, estatus poblacional, condiciones fisiológicas, capacidad reproductiva y pautas etológicas. Debido a que tales atributos dependen del contexto ambiental donde se desarrollan estos organismos, es previsible que sean susceptibles a modificarse cuando se alteran dichas condiciones (Hellawel, 1978; Alba-Tercedor y Ortega, 1988). Por ello, es factible que el estudio de las respuestas de estos organismos a las alteraciones, así como la modificación de los atributos, sea uno de los insumos empleados para el diseño y construcción de índices de integridad biológica (Capó, 2002).

Así pues, dado el excelente desempeño de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores del estado ecológico de los sistemas acuáticos y por el importante desempeño que tienen en el procesamiento de material orgánico así como por su contribución al complejo procesamiento de la energía en los ríos (Vannote *y col.*, 1980; Roldán-Pérez, 1996), los índices basados en estos organismos han sido ampliamente utilizados en Europa, Australia y en los Estados Unidos de América (Hill *y col.*, 2000; Angermeier y Davideanu, 2004; Ely, 2005; Yi-Kuang y Stevenson, 2005). Otro tanto ha sucedido en

Latinoamérica (Figuroa *y col.*, 1999; Weigel *y col.*, 2002; AWW, 2004; Allan *y col.* 2006; Prat *y col.*, 2009) y en Venezuela en ríos de la cuenca del lago de Valencia (Graterol *y col.*, 2006; Pérez, 2008), así como en el piedemonte andino (Rivera, 1994; Rivera y Marrero, 1995; Rodríguez-Olarte y Taphorn, 1995; Rincón, 1995; Segnini, 2009), donde se han empleado macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua. Así mismo, en la cuenca del río Guanare se aplicó un tipo de IIB usando la fauna de peces (Rivera, 1994; Rivera y Marrero; 1995).

En la presente investigación se evaluó el estado ecológico del río Guanare mediante el protocolo modificado del IIBm de la Agencia Ambiental de Estados Unidos de América (EPA), basado en comunidades de macroinvertebrados bentónicos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. La cuenca del río Guanare está ubicada en el estado Portuguesa, al oeste de Venezuela, entre las coordenadas geográficas UTM 280.000 – 420.000 O y 99.000 – 104.000 N (Figura 1). Los límites de la cuenca del río Guanare son, al norte, la divisoria de la cuenca con la vertiente del alto Tocuyo, la de los ríos Morador y Boconó al este y oeste respectivamente, y por el sur los llanos de Portuguesa (Ferrer, 1974). Se trata de una zona de transición entre los Llanos Occidentales y los Andes (Hidalgo, 1991).

La precipitación media es de 1.125,4 mm, la temperatura promedio anual es de 26,4°C y la humedad relativa promedio anual es de 72%. El promedio de evaporación mensual es de 146,24 milímetros y el anual de 1.754,9 mm (INMH, 2005). El principal uso de la tierra en la zona alta es el agrícola (Schargel y Cuello, 1999), con cultivos de café con fines comerciales. También se practica una agricultura de subsistencia como el conuco estable y la agricultura migratoria. Los caseríos y comunidades rurales que utilizan los recursos naturales de la cuenca vierten las aguas residuales al río Guanare, como en el caso de la población de Biscucuy con aproximadamente 17.500 habitantes, de los cuales el 80% está conectado a una red de cloacas. En cuanto a las unidades de vegetación presentes, existen sabanas arboladas, relictos de bosques de galería, siempre verdes y deciduos, arbustales, matorrales, bosques

mixtos, rastrojos, pastos cultivados y otros sembradíos permanentes y no permanentes (Cuello, 1999).

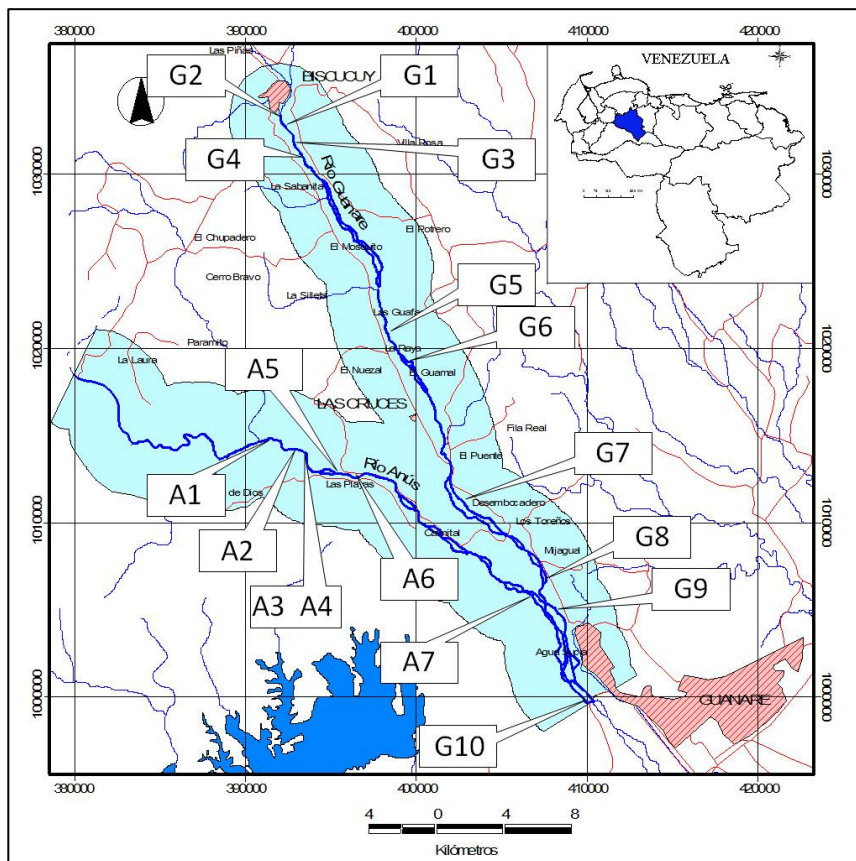


Figura 1. Ubicación relativa del área de estudio.

El índice de integridad biótica se aplicó a un tramo del río Guanare comprendido entre Biscucuy y el puente del río Guanare cerca de la ciudad de Guanare y se tomó como río de referencia (Karr *y col.*, 1986) al río Anús, entre la localidad denominada La Pasarela y la desembocadura del río Anús en el río Guanare. Este último río es afluente en la cuenca media del Guanare y presenta

una menor intervención de su cuenca, pues el uso es principalmente de café bajo sombra, el cual ayuda a conservar el bosque ribereño. Los muestreos se realizaron en 10 estaciones en el río Guanare: G1 a G10, y se utilizaron como referencia 7 estaciones del río Anús: A1 hasta A7 (Tabla 1, Figura 1). La estación G1 fue comparada con su estación de referencia A1 y así sucesivamente hasta la estación G7 la cual, junto con G8 hasta G10 fueron comparadas con la estación A7.

Tabla 1. Descripción de las estaciones de muestreo de los ríos Guanare y Anús.

Estación	Coordenadas y Altitud	Descripción
RÍO GUANARE		
G1: Sector aguas arriba cloacas de Biscucuy	392248 LN 1033759 LO. 445 msnm.	En las cercanías de Biscucuy. Uso de la tierra: suburbano, con presencia de casas dispersas. Vía de tránsito sobre el cauce del río. Vegetación herbácea y arbustos dispersos, con 0% de cobertura vegetal sobre el cauce. El sustrato del río está compuesto por 70% de cantos, 15% de fango y 15% de bloques. Presencia de perifiton de <10 %>25%.
G2: Sector cloacas de Biscucuy.	392062 LN 1033416 LO. 484 msnm	Cloacas de Biscucuy. Vegetación herbácea, 0% de cobertura. 30% de bloques y 70% de cantos componen el sustrato del río. Cobertura de perifiton > 50%. Punto de aguas limpias y otro de aguas servidas.
G3	392029 LN 1033233 LO. 440 msnm.	Uso de la tierra agrícola y suburbano. Presencia de cultivos y casas dispersas, con vía de tránsito sobre el cauce del río. Vegetación herbácea con 0% de cobertura sobre el cauce. El sustrato del río está compuesto de 65% de cantos, 15% de fango y 20% de bloques. > 50% de cobertura de perifiton.
G4: Sector Santo Cristo.	393446 LN 1030250 LO. 454 msnm	Uso de la tierra agrícola y saque de materiales del río. Cultivos mixtos y de café bajo sombra. Caseríos en las márgenes del río. Parches de vegetación boscosa y herbácea. Sustrato del río compuesto de 50% de cantos, 15% de arena, 5% de fango y 30% de bloques. 50% de cobertura de perifiton. Vegetación herbácea en las márgenes con parches de vegetación boscosa, con 0 % de cobertura.
G5: Sector La Raya.	398392 LN 1020991 LO. 336 msnm.	Uso de la tierra agrícola. Presencia de cultivos, potreros y caseríos en los márgenes del río. Vegetación herbácea y de matorral, cobertura sobre el río de 0%. Presencia de zonas quemadas. Tipo de sustrato: 20% cantos, 15% grava, 5% fango y 60% bloques. Cobertura de perifiton entre 50-80%.
G6	398432 LN 1020265 LO 320 msnm.	Uso de la tierra agrícola. Presencia de zonas quemadas. Cultivos y caseríos establecidos al margen del río. Vegetación herbácea y de matorral, con 0% de cobertura sobre el río. Camino de tierra hacia el río, paso de vehículos. Sustrato compuesto por 30% de cantos, 10% de grava y 60% de bloques. Cobertura de perifiton entre 50-80%.
G7: Sector Desembocadero, aguas abajo del puente.	401866 LN 1013184 LO. 300 msnm	Uso de la tierra agrícola y vial, puente sobre el río. Cultivos mixtos en márgenes y vegas. Vegetación herbácea y de matorral, con 0% de cobertura sobre el río. Sustrato compuesto por 40% de cantos, 10% de grava y 50% de bloques. Cobertura de perifiton alrededor de 70%.
G8: Cerca de la confluencia con el río Anús.	407082 LN 1006689 LO. 190 msnm.	Uso de la tierra agrícola. Presencia de cultivos, fincas y potreros. Cultivos en vegas. Caseríos y zonas quemadas en las márgenes del río. Vegetación herbácea y de matorral, con 0% de cobertura. Caminos de tierra hacia el río. Uso de

		agroquímicos y fertilizantes. Tipo de substrato: cantos 40%, grava 10%, bloques 40% arena 10%.
G9	408827 LN 1004057 LO. 210 msnm.	Uso agrícola, cultivos de maíz. Casas dispersas en los márgenes del río y caminos de tierra. Vegetación herbácea con árboles dispersos. 0% de cobertura sobre el río. Substrato compuesto por 90% de cantos, 5% de arena y 5% de bloques. Cobertura de perifiton 30 – 50%.
G10: Aguas arriba del puente sobre el río Guanare, Trocal Nº 5	409759 LN 999828 LO. 175 msnm.	Presencia de la arenera Gravinca. Saque de material del lecho del río y paso de maquinaria. Caseríos dispersos en las márgenes y vialidad secundaria. Vegetación de herbáceas y matorral con 0% de cobertura sobre el río. Substrato compuesto por 40% de cantos, 10% de grava y 50% de bloques. Cobertura de perifiton entre 50 – 70%.

RÍO ANÚS

A1	392316 LN 1013984 LO. 370 msnm.	Uso de la tierra agrícola, cultivos de café bajo sombra. Casas dispersas en los márgenes del río. Presencia de zonas quemadas, vegetación mixta, árboles, gramíneas, musáceas, con 5% de cobertura. Substrato compuesto por 7% de cantos, 90 % bloques y 3% grava. Perifiton 10 – 20%.
A2	393730 LN 1012970 LO. 362 msnm.	Uso de la tierra agrícola, cultivos de café bajo sombra y casas dispersas. Pasarela sobre el río. Vegetación boscosa con 30% de cobertura. Substrato compuesto por 5% de cantos, 90 % bloques y 5% grava. Perifiton 10 – 20%.
A3	394429 LN 1012687 LO. 360 msnm.	Uso de la tierra agrícola, cultivos de café bajo sombra. Casas dispersas. Vegetación boscosa y de herbáceas con 10% de cobertura. Zonas quemadas. Substrato compuesto por 5% de cantos, 90 % bloques y 5% grava. Perifiton 20 – 30%.
A4	395660 LN 1012610 LO. 355 msnm.	Uso de la tierra agrícola, cultivos de café bajo sombra. Casas dispersas, paso de vehículos sobre el río. Vegetación boscosa y de matorral y herbazal con 10% de cobertura. Substrato compuesto por 5% de cantos, 90 % bloques y 5% grava. Perifiton 30 – 50%.
A5	396352 LN 1012277 LO. 347 msnm.	Uso de la tierra agrícola, cultivos de café bajo sombra y potreros. Casas dispersas, camino de tierra hacia el río. Zonas quemadas. Vegetación de matorral y herbazal con 10% de cobertura. Substrato compuesto por 10% de cantos, 90 % bloques y 10% grava. Perifiton 30 – 50%.
A6	396993 LN 1012572 LO. 330 msnm.	Uso de la tierra agrícola, cultivos de café bajo sombra. Casas dispersas, guaya sobre el río. Vegetación boscosa, 0 a 5% de cobertura. Substrato compuesto por 30% de cantos, 10% de arena, 40 % bloques y 20% grava. Perifiton 50%.
A7	406080 LN 1005852 LO. 190 msnm.	Uso de la tierra agrícola, cultivos de maíz, tomate, plátano. Presencia de zonas quemadas en las márgenes del río. Vegetación herbácea y de matorral con 0 – 5% de cobertura. Substrato de 40% cantos, 10% grava, 5% arena y 50% bloques. Cobertura de perifiton 50 – 80%.

En el caso que compete a este trabajo la comparación se realizó entre un tramo del río Guanare comprendido entre la población de Biscucuy (600-700 msnm) y el puente del río Guanare cerca de la ciudad de Guanare (180 msnm) y el río Anús (entre la localidad denominada La Pasarela y la desembocadura del río Anús sobre el río Guanare). Este último río es afluente en la cuenca media del Guanare y presenta un menor grado de afectación en cuanto a descarga de aguas servidas, obras hidráulicas y en general una menor intervención de su cuenca.

Los muestreos se efectuaron durante los meses de la estación seca (diciembre 2008, enero-abril 2009, diciembre 2009 y enero-abril 2010). En cada estación de muestreo seleccionado se efectuaron tres colectas. En cada sitio se seleccionó un tramo del cauce de unos 50 m de longitud, a lo largo del cual se ubicaron aleatoriamente tres unidades de muestreo sobre el fondo rocoso en los ambientes de rápidos. Con ello se completaron colectas de datos de tres repeticiones por estación (2+1), es decir que cada estación contó con tres réplicas.

La unidad de muestreo fue un marco o cuadrado metálico de un 1x1m, con subdivisiones internas de 20 centímetros cuadrados. En cada unidad de muestreo se extrajeron las piedras del fondo y con pinzas de relojero se colectaron los macroinvertebrados presentes en las piedras. Se escogió este método, a pesar de la desventaja por aumento de probabilidad de escape de individuos, debido a que por limitaciones logísticas y de presupuesto no se pudieron utilizar mallas. Sin embargo se considera que este método cumple con los criterios para un sistema de biomonitorio ideal: racional, bajo costo, fácil implementación y buen desenvolvimiento (Bonada *y col.* 2006). Luego los ejemplares fueron colocados en recipientes adecuados en una solución de alcohol al 70% y llevados al laboratorio de Biología y Ecología de Insectos Acuáticos de la UNELLEZ-Guanare donde se identificaron a la resolución taxonómica de familias (Roldán-Pérez, 1996; Merrit y Cummins, 1984). Este nivel se considera aceptable para trabajos de amplio alcance geográfico y, a *grosso modo*, permite detectar cambios espacio-temporales ocurridos en las comunidades bentónicas (Resh y McElravy, 1996).

Los organismos fueron ubicados en estructuras de gremios funcionales de macroinvertebrados de acuerdo con los criterios de Merrit y Cummins (1984). Para la definición de gremios, el trabajo se basó en datos colectados durante el desarrollo de la investigación y en la información disponible (Merrit y Cummins, 1984; Roldán-Pérez, 1996; Wallace y Webster, 1996; Motta y Uieda, 2004).

Determinación del uso de la tierra y caracterización del entorno de los sistemas acuáticos. En cada estación de muestreo se midieron parámetros fisicoquímicos del agua que fueron

considerados como importantes para el desarrollo de las comunidades de macroinvertebrados, tales como: temperatura, pH, conductividad y oxígeno disuelto con un equipo portátil marca YSI® Modelo 85 y la turbidez con un turbidímetro portátil marca ORBECO®. El caudal se estimó mediante aforos y la velocidad de corriente se midió con un correntímetro de bastón de Global Water Instrument®. Los sedimentos totales suspendidos se midieron con un equipo portátil de filtración constituido por una bomba manual de vacío marca Mityvac®, un embudo magnético de filtración marca Gelman® de 300 ml de capacidad y un matraz plástico (kitasato) de tres litros de capacidad. Para ello se tomaron tres litros de agua que fueron filtrados *in situ*, en filtros de papel previamente pesados. Los filtros fueron llevados al laboratorio donde se colocaron en una estufa para ser secados y pesados nuevamente. La diferencia de peso entre el filtro seco vacío inicial y el filtro seco con sedimentos al final, reportó el peso de los sedimentos en el volumen de agua tomado. Adicionalmente, se realizaron recorridos de campo a los fines de determinar, mediante observaciones directas, las condiciones que presentaban las locaciones seleccionadas y sus alrededores (tipo de vegetación, nivel de intervención, uso de la tierra, descargas de efluentes y en general actividad antrópica en el cauce).

El índice de Calidad de Hábitat (ICH). Se basó en una modificación de Culpin (1986) y Resh *y col.* (1996). Este índice se ensambló con base en 6 parámetros básicos: (1) condición de la zona ribereña, (2) modificaciones al paisaje, (3) tipo de substrato, (4) complejidad de hábitat, (5) densidad del dosel y tipo cobertura vegetal, y (6) usos de la tierra. De acuerdo a la metodología empleada cada parámetro está clasificado en cuatro categorías: excelente, bueno, regular y pobre, con puntajes de 20, 15, 10 y 5 respectivamente. El valor del índice se calcula sumando los puntajes asignados a cada una las propiedades o parámetros indicados. Este puntaje varía entre un máximo de 120 puntos y un mínimo de treinta puntos.

Para conocer el grado de afectación del sistema acuático debido a los diferentes usos de la tierra del área de estudio, se realizaron diferentes actividades:

(a) Realización de encuestas *in situ*: Este método permitió conocer datos sobre aspectos sociales, económicos y sistemas de cultivos de los habitantes de las cuencas.

(b) Diagnóstico *in situ* de las cuencas. Se hizo un recorrido por toda el área y mediante la observación directa se determinaron las condiciones que presentan cada cuenca, con la ayuda de mapas cartográficos a escalas 1:25.000, 1:50.000; 1:100.000 y mapas temáticos preliminares generados a partir de imágenes de satélite del año 1997.

Índice de proporción de EPT (porcentaje Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera). Se calculó para el río Anús, con el fin de corroborar si su elección como río de referencia fue adecuada. A pesar de limitaciones que han sido expresadas con respecto a algunos de estos grupos de insectos, se emplearon en el presente estudio porque está documentado que los mismos son altamente sensibles a las perturbaciones de los sistemas acuáticos (Plafkin *y col.*, 1989). Dicho índice se calculó mediante la fórmula $I\ EPT = \frac{N\ EPT}{N\ total\ de\ taxa} \times 100$. Donde I EPT es el índice Ephemeroptera, Plecoptera y Ttrichoptera; N EPT es el número de individuos de los taxa Ephemeroptera, Plecoptera y Ttrichoptera de la muestra; N total es el total de individuos de todos los taxa contabilizados en la muestra (Barbour *y col.*, 1999). Las asignaciones de los intervalos de condición del agua se hicieron a través del cálculo de los cuartiles de los valores obtenidos en todas las estaciones de ambos ríos mediante un *boxplot* o gráfico de caja, en un intervalo de 0 a 100.

Índice de macroinvertebrados bentónicos (IIBm). El índice desarrollado consiste en una modificación del Protocolo II de Evaluaciones Rápidas de la EPA (Plafkin *y col.*, 1989; Barbour *y col.*, 1999). El mismo se ensambló con las siguientes métricas: riqueza de familias, riqueza de gremios, número de familias de EPT, relación raspadores/filtradores, relación masticadores /total taxa colectados, relación EPT/Chironomidae, porcentaje de contribución de la familia dominante y coeficiente de pérdida comunitaria.

Para la construcción de este índice, se siguió la siguiente secuencia: (1) Elección de las métricas de la comunidad de macroinvertebrados, (2) Cálculo de las métricas para cada estación de muestreo, (3) Comparación de las métricas de las estaciones de estudio (río Guanare) con los de las estaciones de referencia (río Anús), (4) Asignación de un puntaje a los rangos para cada métrica, (5) Suma del valor de todos los puntajes

asignados a las métricas en cada estación, (6) Comparación de resultado de la suma de los valores asignados a las métricas en cada estación con el valor máximo de referencia de la mejor condición biótica y (7) Calificación de la calidad del agua en la estación respectiva.

Definición de las métricas. Las métricas son parámetros biológicos de comunidad, población y funcionales que miden diversos componentes de la estructura comunitaria y tienen distintos niveles de sensibilidad a las alteraciones producidas en el agua (contaminación, alteración del sustrato, aumento de temperatura, aumento de carga suspendida, cambio en el régimen de flujo). Éstas revelan cómo responden los invertebrados a las alteraciones que se producen en el sistema acuático. En el presente estudio se midieron métricas poblacionales y comunitarias (Johnson *y col.*, 1993):

- (1) Riqueza de familias: número total de familias de macroinvertebrados bentónicos presentes en cada estación de muestreo.
- (2) Riqueza de gremios: número total de gremios funcionales detectados en cada estación, la asignación de cada familia de macroinvertebrados a un gremio funcional se realiza previamente a la colección de macroinvertebrados.
- (3) Índice EPT: suma de la riqueza de taxa pertenecientes a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, $\times 100 / N$ total.
- (4) Relación raspadores/filtradores: se obtiene dividiendo el número de individuos del gremio de los raspadores entre el total de los individuos representantes del gremio de los filtradores $\times 100$.
- (5) Relación masticadores /Total de individuos colectados: es igual a la división del número total de individuos del gremio de los masticadores entre el número total de organismos de la muestra $\times 100$.
- (6) Relación EPT/Chironomidae: es igual a dividir el número de organismos de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera entre el total de individuos de la familia Chironomidae $\times 100$.
- (7) Porcentaje de contribución de la familia dominante: número total de individuos de la familia más abundante de macroinvertebrados de la muestra entre el total de individuos colectados $\times 100$.
- (8) Coeficiente de pérdida comunitaria: mide la pérdida de taxa entre un sitio de referencia y uno de comparación. Se calcula

mediante la fórmula: $(d-a)/e$. Donde a = número de taxa comunes para ambas muestras; d = número total de taxa presentes en la muestra A y, e = número total de taxa presentes en la muestra B. La muestra A es el sitio de referencia, y la muestra B es la estación de comparación o sitio perturbado.

Asignación de puntajes: las ocho métricas de cada estación del río Guanare se compararon con las de su estación de referencia del río Anús, y se asignaron puntajes de 6, 3 y 0 (Figura 2, tercer cuadro). Los totales de cada estación del río Guanare se compararon con el puntaje máximo de 48 para las estaciones de referencia del río Anús a través de un valor final en porcentaje obtenido con la división del valor total entre 48 y la multiplicación del resultado por 100 (Figura 2, cuarto cuadro).

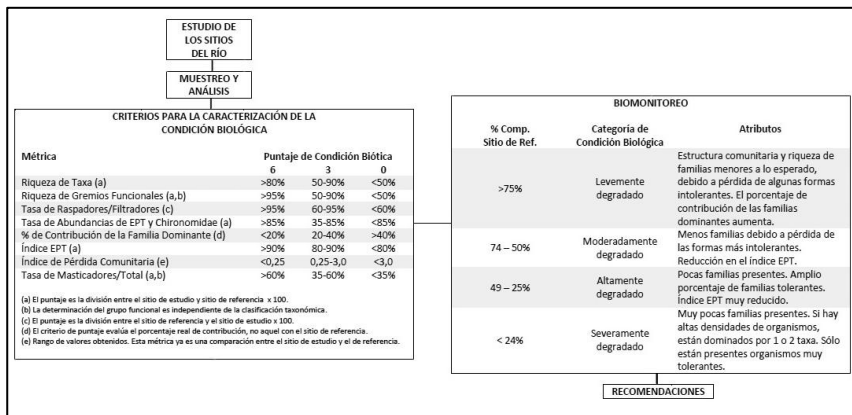


Figura 2. Esquema operativo donde se presentan los criterios de caracterización de la condición biológica de las aguas (modificado de Plafkin y col., 1989).

El análisis estadístico se realizó mediante las pruebas de análisis de agrupación por similitud entre estaciones con el método del vecino más cercano (Legendre y Legendre, 1998) con base en las abundancias relativas de los distintos taxa de macroinvertebrados; estas pruebas se realizaron con el fin comprobar si la selección de las estaciones de referencia y la clasificación lograda con el índice, coincidían con la agrupación en función a las abundancias relativas

y de los componentes principales (Ramírez-González, 1990), basado en los puntajes del índice de cada estación y sus respectivas mediciones de parámetros físico-químicos para detectar las relaciones entre el índice construido y estos parámetros. Debido a que no se calculó el IIBm en el río Anús, sus estaciones no fueron incluidas en el análisis de componentes principales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Parámetros fisicoquímicos. En el río Guanare los valores de oxígeno disuelto y pH se mantuvieron relativamente constantes en todas las estaciones, con excepción de la estación G4, sitio donde se descargan las aguas negras de Biscucuy (Tabla 2). Como consecuencia de esa descarga, allí se observó una drástica disminución del oxígeno disuelto. En el río Anús no hubo ninguna variación significativa de estos parámetros a los largo de todas las estaciones de muestreo.

Tabla 2. Valores puntuales de los distintos parámetros medidos en las diferentes estaciones de muestreo sobre el río Guanare (G1 a G9) y sobre el río Anús (A2 a A7).

Estación	Turbidez (NTU)	Temperatura del agua (°C)	pH	Conductividad (mv)	Oxígeno disuelto (ppm)
G1	4,10	25,22	9,03	71,65	7,15
G2	103,00	39,20	8,50	44,00	1,50
G3	9,22	28,50	9,05	78,4	6,50
G4	11,26	28,63	9,01	81,50	7,30
G5	8,12	29,14	8,97	78,00	6,75
G6	1,82	28,75	8,93	66,55	6,65
G7	2,70	30,80	9,00	78,00	6,00
G9	5,61	24,00	8,88	55,60	8,00
A2	1,42	28,70	8,51	62,10	7,00
A3	1,45	28,70	8,51	61,20	7,90
A4	1,42	27,60	8,60	61,00	7,60
A5	1,39	26,00	8,52	60,10	7,50
A6	1,42	28,70	8,72	62,10	7,00
A7	2,85	30,80	8,51	15,60	7,90

En el río Guanare la conductividad mostró una tendencia similar a los valores anteriores, pues fue en la estación G3 donde se registró el menor valor. De igual manera, la temperatura del agua mostró un aumento similar en dicha estación. Así mismo,

se observó una elevada turbidez en este punto en comparación con el resto de las estaciones. En el río Anús los valores de conductividad fueron similares. Por otra parte los valores de turbidez fueron notoriamente más bajos que en el río Guanare.

Se calcularon caudales aproximados en ambos ríos. El río Guanare recibe un aporte de aguas negras provenientes de Biscucuy cercano a $0,22 \text{ m}^3/\text{s}$, donde el sector de Santo Cristo (G4) registró el mayor caudal. La mayor cantidad de sedimentos suspendidos en el agua ($284 \text{ g}/\text{m}^3$) se midió en el punto de descarga de aguas negras (G2). Luego, 12 kilómetros aguas abajo en el sector El Polvorín (G8), el aporte de sedimentos suspendidos fue mucho menor ($10 \text{ g}/\text{m}^3$). La menor cantidad de sedimentos se registró aguas arriba del sitio de descargas de las cloacas (G1), con $4 \text{ g}/\text{m}^3$. Por su parte en el río Anús, los valores de sedimentos suspendidos no excedieron los $4 \text{ g}/\text{m}^3$.

Usos de la tierra. A través de la combinación de SIG, observaciones de campo y aplicación de encuestas se establecieron los siguientes usos de la tierra: (1) agricultura de subsistencia y pastizales extensivos, (2) cultivos mecanizados, (3) plantaciones de café bajo sombra, (4) bosques secundarios, (5) bosques ribereños, (6) matorrales, (7) áreas urbanas, (8) área de cloacas y (9) arenera. En el río Guanare predominaron las áreas urbanas, matorrales y cultivos mecanizados, mientras que en el río Anús predominaron los cultivos de café bajo sombra y los bosques secundarios.

En el caserío del río Anús 96% de los entrevistados señaló no tener ningún mecanismo para la disposición final de las aguas servidas. La actividad económica más importante es el cultivo del café. La cría de animales es una actividad secundaria destinada al consumo interno de cada familia. En relación con el uso de los agroquímicos, 44% de los entrevistados señaló aplicar Amina 4D y 32% Glifosán, herbicidas que aplican con bombas de fumigación una vez al año. Los entrevistados aplican en promedio un saco por hectárea.

En el sector La Raya del río Guanare (G5) la actividad económica más importante es el cultivo del café, aunque en menor grado se producen otros rubros como el maíz y plátano así como también frutales. De acuerdo a los entrevistados el control

de hierbas se realiza mayormente con Gramonzone y Glifosán, cuyo manejo es igual que en el río Anús. La ganadería extensiva es practicada por el 40% de los encuestados. En el sector el tratamiento de las aguas servidas se realiza mediante pozos sépticos. En Santo Cristo (G4) la situación es muy similar, con fincas de café combinadas con cultivos de plátano y otros frutales, también se aplican herbicidas, como el ya citado Glifosán; existe una actividad ganadera incipiente y el tratamiento de las aguas servidas también es mediante pozos sépticos. En la cuenca baja del Guanare, cerca de la confluencia con el río Anús (G8), la actividad primordial es el cultivo de rubros como el tomate, maíz, cebolla, caraota y plátano; se aplica Glifosán y otros plaguicidas como Amina 4D para el control de las malezas y plagas. A partir de este sector de la cuenca se establecen cultivos mecanizados. La actividad ganadera reviste una menor importancia, y los rebaños son de muy bajas densidades.

Índice de calidad de hábitat (ICH). Los puntajes del índice de hábitat fueron significativa-mente distintos entre ambos ríos (t-test $P < 0,05$), donde las estaciones del río Anús mostraron los valores más altos, con una Condición Buena. En el río Guanare los valores más bajos se registraron en las estaciones G2 y G3 y en la estación G10, en las inmediaciones de la arenera. El valor más alto tuvo lugar en la estación G4, en el sector Santo Cristo, sin embargo, en La Raya (G5) y Desembocadero (G7) los puntajes también fueron relativamente altos (Figura 3).

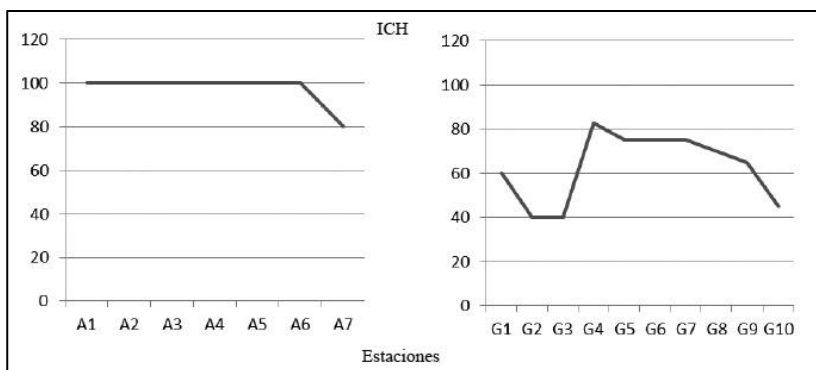


Figura 3. Índice de calidad de hábitat en los ríos Anús (izquierda) y Guanare (derecha).

Las observaciones de campo, las encuestas aplicadas, el análisis del área mediante SIG, y el cálculo del Índice de Calidad de Hábitat (ICH) contribuyeron a demostrar que existen diferencias notorias en el uso de la tierra en las cuencas de los ríos Anús y Guanare. En el primero existe una mayor proporción de relictos boscosos, una moderada actividad agrícola con predominio del cultivo de café y una incipiente actividad ganadera. En la cuenca del río Guanare, por el contrario, se aprecia una fuerte actividad agrícola; allí los cultivos cafetaleros son más frecuentes y extensos en la parte alta mientras que en las partes media y baja tiende a haber un reemplazo del café por otros rubros como el maíz, el plátano, los frutales, la yuca, la ganadería extensiva y ocurren asentamientos poblacionales con más de 5000 habitantes cercanos a la estación G4 (Santo Cristo, La Recta, las Cruces). El ICH fue efectivo para resumir información de las condiciones ambientales dentro y fuera del curso de agua de las estaciones de muestreo (Norris y Georges, 1996). Éstas fueron bastante mejores en el río Anús que en el río Guanare, debido a las ya mencionadas diferencias en el uso de la tierra. De nuevo, en el río Guanare las estaciones más cercanas a la descarga de aguas residuales (G2) se destacaron de las demás por presentar los valores más bajos del ICH, lo cual indica una mayor perturbación en esta área si se consideran también los resultados de los parámetros fisicoquímicos del agua.

Índice de proporción de EPT – río Anús (%EPT). De acuerdo con los resultados del Índice de proporción de EPT, las aguas del río Anús son de calidad excelente a buena. En la Figura 4 se evidencia que ocurrió una ligera disminución de la proporción de EPT en la estación A5, luego de la cual se registró el valor más alto de este índice. Sin embargo, la condición se mantiene como buena mientras que en el río Guanare hay una notable disminución de la calidad entre las estaciones G2 y G4. Roldán-Pérez (1996), Plafkin *y col.* (1989) y Barbour *y col.* (1999) señalan que los taxa EPT son muy sensibles a la contaminación, por lo cual su presencia en abundantes cantidades en el río Anús sugiere que éste se encuentra en un estado de excelente a buena calidad, lo que lo convierte en apto para su utilización como referencia. Aún con las limitaciones que tiene el índice ETP para ser aplicado en el trópico, los resultados obtenidos parecerían indicar que los usos actuales de la tierra en la cuenca del río Anús no han ocasionado alteraciones notorias en la calidad de sus aguas.

Índice de Integridad Biótica con macroinvertebrados bentónicos (IIBm). En la Tabla 4 se presenta la clasificación de la condición ecológica de las estaciones del río Guanare. Las estaciones con mayor nivel de perturbación, clasificadas como severamente degradadas, fueron G2 y G3, inmediatamente aguas abajo de la descarga de aguas negras de Biscucuy.

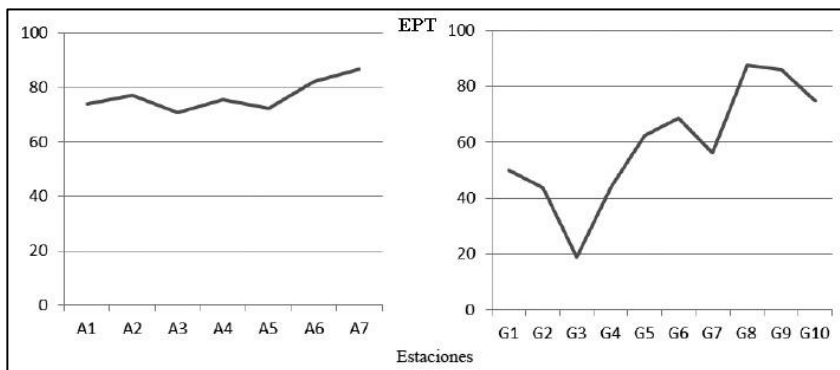


Figura 4. Valores promedio del Índice EPT en los ríos Anús (izquierda) y Guanare (derecha).

Tabla 4. Índice de Integridad Biótica con macroinvertebrados bentónicos del río Guanare.

Estación	IIBm	Condición
G1	46,85	Altamente degradado
G2	6,25	Severamente degradado
G3	18,75	Severamente degradado
G4	47,75	Altamente degradado
G5	56,25	Moderadamente degradado
G6	78,12	Levemente degradado
G7	56,25	Moderadamente degradado
G8	87,75	Levemente degradado
G9	56,25	Moderadamente degradado
G10	45,83	Moderadamente degradado

En la Figura 5 se aprecia que existe una tendencia del IIB a aumentar en las estaciones ubicadas aguas abajo de la descarga de aguas negras, particularmente después de G4 en Santo Cristo. A partir de allí existe un efecto de dilución, porque el volumen

cloacal no excede al volumen natural del río; además en este tramo del río el uso de la tierra es predominantemente agrícola y la densidad de población es mucho más baja que en la parte alta. En la estación G8, en la confluencia de ambos ríos, ocurrió una mejora de la calidad del agua con respecto a la estación anterior.

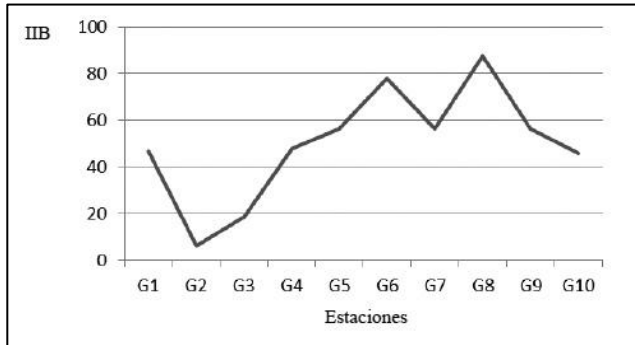


Figura 5. Valores promedios del IIB con macroinvertebrados del río Guanare.

Por último, la calidad de las aguas del río Guanare volvió a disminuir en las estaciones G9 y G10 en el sector El Polvorín. Allí la disminución en el valor del índice está asociada con una menor calidad de hábitat por mayor presencia de cultivos mecanizados y como consecuencia la eliminación casi total de la vegetación original lo cual ha favorecido la erosión de los suelos y una alta afluencia de sedimentos al río con la escorrentía pluvial. Por último la estación G10 también acusa deterioro en el índice debido a la intensa actividad de extracción de material granular del lecho como parte de las actividades de la planta procesadora Gravinca. Estos hallazgos son congruentes con los de Rivera (1994) y Rivera y Marrero (1995), en los cuales el índice de integridad biótica basado en peces, calculado en el río Guanare, estableció una calificación de las aguas entre pobre y regular en sus partes alta y media, seguido de una ligera mejora en la parte baja (buena), para luego descender de manera brusca (pobre) en la inmediaciones de lo que ahora consideramos la estación G10.

Como ya se había destacado con la medición de parámetros fisicoquímicos, la afectación severa en la calidad de las aguas en las cercanías del sitio de vertido de aguas servidas de la

población de Biscucuy (G2) también se evidenció por la ausencia de los taxa Ephemeroptera, Plecoptera y Tricoptera considerados muy sensibles a la contaminación (Plafkin *y col.*, 1989, Barbour *y col.*, 1999). Lo mismo ocurrió con otros grupos de macroinvertebrados bentónicos como Coleoptera, Lepidoptera, Megaloptera y Odonata. Estos fueron remplazados por grupos extremotolerantes al proceso de eutrofización de las aguas y a la disminución de la concentración del oxígeno disuelto tales como organismos de las familias Syrphidae, Chironomidae, Psychodidae y Tubificidae (Figuras 6 y 7).

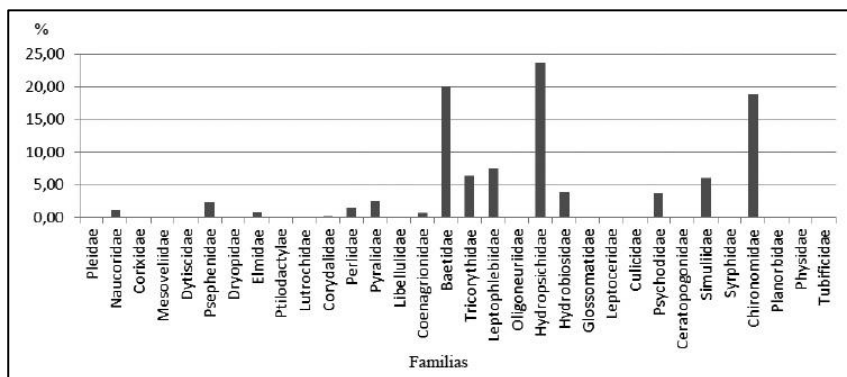


Figura 6. Abundancias relativas de familias de macroinvertebrados bentónicos colectados en el río Guanare (N=5355).

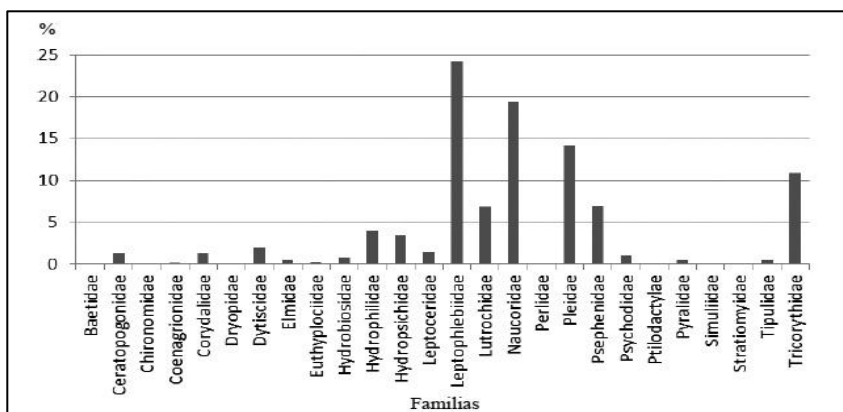


Figura 7. Abundancias relativas de familias de macroinvertebrados bentónicos colectados en el río Anús (N=2969).

Algunos de estos organismos tienen adaptaciones especiales para vivir en aguas con muy bajos tenores de oxígeno, como por ejemplo largos sifones que les permiten respirar oxígeno atmosférico (Diptera, Syrphidae; *Eristalis* sp.), o alta concentración de hemoglobina en su hemolinfa (Chironomidae), con la que pueden captar oxígeno a bajas concentraciones en el agua.

Análisis de agrupación de las estaciones de muestreo por composición de taxa. Se constituyeron cuatro agrupaciones: la primera compuesta por las estaciones G1, G5, G8, G9, G6, G10, A7 y G7, y el segundo grupo se formó con las estaciones G3 y G4; el tercer agregado quedó constituido por las estaciones A1 a A6 (Figura 8).

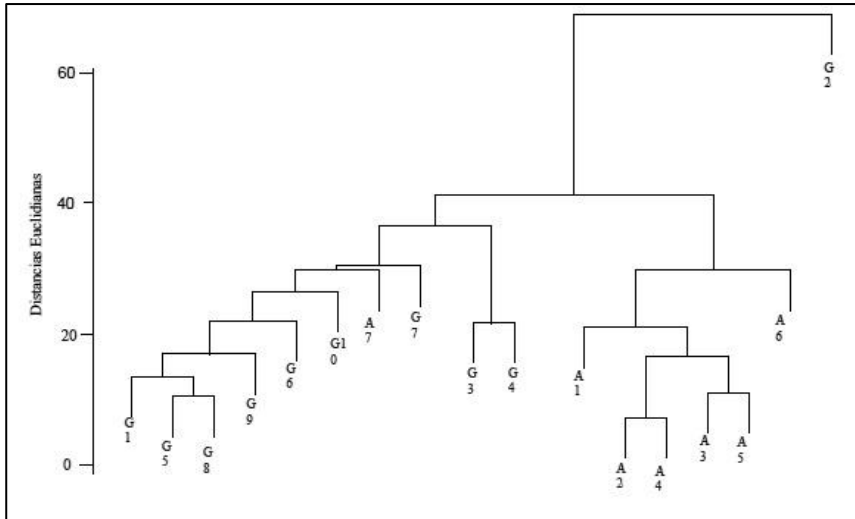


Figura 8. Gráfico de agrupación de las estaciones de los ríos Guanare y Anús por el método del vecino más cercano, con base en la composición de taxa de macroinvertebrados bentónicos.

Por último, la estación G2 se diferenció en mayor grado del resto de las estaciones. Los resultados armonizan con los de Rincón (1995), quien realizó un análisis de agrupación basado en abundancias relativas de macroinvertebrados bentónicos y

detectó que las estaciones constituyeron ensamblajes en función al grado de contaminación orgánica originada por la descarga de aguas negras sin tratar. Otro aspecto importante de este análisis es que aun cuando se trabajó con el nivel taxonómico de familia, los resultados permitieron distinguir grupos de estaciones con distintos grados de alteración. Esto concuerda con lo señalado por Figueroa *y col.* (2005) quienes compararon los resultados de un análisis de agrupación con el mínimo nivel taxonómico posible y con el de familia, y observaron que las asociaciones obtenidas en ambos presentaron una alta coincidencia. La agrupación fue coherente con la realizada con la aplicación del IIBm, lo cual indica su capacidad para evaluar la calidad del sistema estudiado. Otros autores (Norris y Georges, 1996; Reynoldson *y col.*, 1997) sugirieron que este tipo de aproximación puede ser utilizado previamente a la aplicación de los IIB con el fin de determinar los sitios de referencia.

Análisis de componentes principales. Se constituyeron siete componentes principales. Los tres primeros resumieron 97% de la varianza de los datos, por lo cual sólo se consideraron estos para el análisis. La combinación lineal de las variables originales representada por el primer componente principal sintetizó 77,24% de la variabilidad total, la del segundo componente representó 12%, y la del tercero 8,27%.

Los coeficientes del primer vector indicaron que la ponderación mayor del primer componente fue para la turbidez (0,7028) y en menor proporción para el oxígeno disuelto (0,4690). El coeficiente de la turbidez fue negativo, lo cual indicó una relación inversamente proporcional entre esta y el primer componente, igualmente, las estaciones con valores elevados del primer componente se asociaron a valores altos de oxígeno disuelto (OD), IIBm, conductividad, índice de hábitat (ICH) y a valores bajos de turbidez y temperatura. En el segundo componente la conductividad y el OD tuvieron coeficientes negativos: -0,5918 y -0,0771, respectivamente. El IIBm tuvo el coeficiente positivo más alto (0,6959), las estaciones con valores más altos en este componente presentaron elevados IIBm, índice de hábitat y menores valores de conductividad y OD. En cuanto al tercer componente, los coeficientes más altos y todos negativos, correspondieron a la conductividad (-0,5980), al índice de calidad de hábitat (-0,4303) y a la temperatura (-0,4840). El

OD y la turbidez mostraron valores positivos, con 0,3813 y 0,0299, respectivamente (Figura 9).

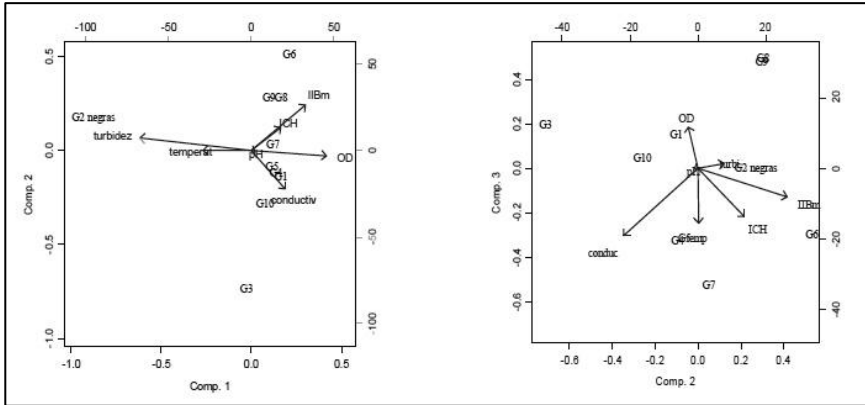


Figura 9. Componentes principales 1 y 2 (izquierda), y 2 y 3 (derecha). Los vectores representan los promedios de las varianzas de los parámetros físico-químicos y los índices ICH e IIBm.

Los parámetros IIBm, ICH, OD y conductividad estuvieron positivamente relacionados en los componentes 1 y 2. La temperatura y la turbidez se relacionaron negativamente con el OD, IIBm, ICH y conductividad. De todas las variables, las más influyentes en la diferenciación de las estaciones fueron la turbidez, el IIBm y el OD. Las estaciones G6, G8 y G9 tuvieron altos IIBm, ICH, OD y conductividad. Las estaciones G5, G4 y G1 presentaron características similares a las anteriores, aunque con IIB, ICH, OD y conductividad algo menores. La estación G2 negras mostró una marcada separación del resto según los dos primeros componentes principales. Esta estación presentó los valores de turbidez y temperatura más altos de todo el conjunto, y los menores índices IIBm, ICH, conductividad y OD.

De acuerdo con los componentes 2 y 3, la estación G3 se diferenció considerablemente de las restantes, con altos valores de conductividad y bajos valores de los índices ICH e IIBm. Se detectó una relación positiva entre los índices ICH e IIBm y una relación negativa de estas variables con la conductividad. La varianza de la turbidez según los componentes 2 y 3 fue menor

que aquella según los componentes 1 y 2, sin embargo nuevamente se observa que la estación G2 se caracterizó por presentar altos niveles de este parámetro. La estación G1 se caracterizó por presentar altos valores de OD y menores valores de ICH e IIBm, tendencias similares según estos componentes se observan en G10. La estación G6 fue la que se acuerdo con los componentes 2 y 3 presentó los mayores IIBm e ICH.

La integridad biológica estuvo estrechamente relacionada de manera positiva con el oxígeno disuelto, la conductividad y con las características ambientales de los hábitat ribereños y del cauce resumidas en el ICH; y de manera negativa con la turbidez y la temperatura del agua. Kerans y Karr (1994) obtuvieron resultados similares en su estudio en varios ríos del valle de Tennessee. Así mismo, el análisis de los componentes principales también permitió distinguir aquellas estaciones cuya calificación era de altamente a moderadamente degradadas (G1, G4 y G5) de otro conjunto de calidad moderadamente a levemente degradada (G6, G8 y G9).

En resumen, con base en las métricas seleccionadas combinadas en el IIBm se puede sugerir que una de las principales causas del deterioro ecológico del río Guanare son las descargas de aguas residuales. Así mismo, el análisis de los resultados permitió detectar otros impactos antrópicos derivados de los usos de la tierra en el área de influencia del río tales como aporte de sedimentos al cauce por denudación de suelos, alteración del lecho y el sustrato por extracción de material granular del cauce y cambios de dirección de flujo por modificación del cauce del río. Estos datos son consistentes con los de otros autores, quienes trabajando en otras áreas geográficas y con biosensores diferentes, han obtenido resultados similares. Por ejemplo, Weigel *y col.* (2002) al aplicar un índice de integridad biológica basado en organismos del perifiton, pudieron revelar efectos relacionados con alteraciones de origen antrópico tales como aumento desmedido en la acidez del agua, modificaciones en el sustrato y en hábitat de las márgenes fluviales. Igualmente Yi-Luang y Stevenson (2005) reportaron tendencias similares con un IIB basado en algas diatomeas.

Mediante la aplicación de esta metodología se pudo detectar que las descargas de aguas residuales sin tratamiento alguno, en

combinación con el uso inadecuado de labores agrícolas-ganaderas en las tierras de la parte media con la aplicación de agroquímicos en ciertos cultivos han afectado la calidad de las aguas y por ende a las comunidades acuáticas. Además, se detectó el efecto de dos plantas procesadoras de piedra picada, que extraen el material grueso del sustrato y con ello se han ocasionado alteraciones en el lecho del río que afectan drásticamente el hábitat de las comunidades de insectos acuáticos y de organismos.

CONCLUSIONES

Con la aplicación del IIBm, se pudieron distinguir cuatro categorías de condición de las aguas del río Guanare (Severamente degradado, Altamente degradado, Moderadamente degradado y Levemente degradado). El sector más degradado en el río Guanare, de acuerdo a la metodología empleada, resultó ser un segmento que abarca hasta cuatro kilómetros aguas abajo de la población de Biscucuy (una localidad de aproximadamente 17.500 habitantes, que vierte aguas negras sin tratar en el río). El río Anús, un afluente de la cuenca media del río Guanare, presentó altos índices ICH y de proporción de EPT en relación con el río Guanare; por ello, ese río resultó adecuado como sitio de referencia para establecer la comparación requerida por la metodología aplicada.

AGRADECIMIENTOS

Este proyecto fue financiado al segundo autor por la Coordinación de Investigación del Vicerrectorado de Producción Agrícola de la UNELLEZ, bajo el código #23104104. Se agradece a los habitantes de río Anus y el caserío La Raya (Municipio Guanare) por su hospitalidad y apoyo desinteresado en las labores de campo. A los revisores anónimos del manuscrito y a los editores de la revista *Acta Biologica Venezuelica*, quienes efectuaron una ardua y paciente labor de corrección, y con sus certeras y detalladas sugerencias se mejoró sustancialmente el trabajo.

LITERATURA CITADA

- Alba-Tercedor, J. y A. Sánchez-Ortega. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética* 4:51-56.
- 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.
- Angermeier P. y G. Davideanu. 2004. Using fish communities to assess streams in Romania: initial development of an index of biotic integrity. *Hydrobiology* 51(1):65-78.
- Armantrout N. B., compiler. 1998. *Glossary of aquatic habitat inventory terminology*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 200 p.
- Alabama Water Wach (AWW). 2004. *Biological Monitoring*. Alabama Water Wach Program. Auburn University USA, 75 p.
- Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder y J.B. Stribling. 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- Baynard C. W. 2011. The landscape infrastructure footprint of oil development: Venezuela's heavy oil belt. *Ecological Indicators* 11:789-810.
- Capó, M. 2002. *Principios de Ecotoxicología: Diagnóstico, Tratamiento y Gestión del Medio Ambiente*. España, McGraw - Hill Profesional, 145 p.
- Bonada, N., N. Pratt, V. H. Resh y B. Statzner. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative Analysis. *Annual Review of Entomology of Recent Approaches*, 51 : 495 - 523.
- Copeland B.J. y T. C. Dorris. 1964. Community metabolism in ecosystems receiving oil refinery effluents. *Limnology and Oceanography* 9(3):431-447.
- Cuello, N. 1999. *Caracterización físico natural para el Desarrollo Regional de Occidente a escala 1: 250.000*. Sección IV Vegetación. Carta NC19-10. PDVSA Seguridad, Higiene y Ambiente. Venezuela. 14 pp.
- Culpin, P. 1986. *Streams*. En: Inventory and monitoring of wildlife habitat. Cooperrider, A., R. Boyd y H. Stuart (eds.). US Dep. of Interior. Bureau of Land and Management, USA, pp: 225 - 236.
- Ely, E. 2005. Volunteer Macroinvertebrate Monitoring. *The Volunteer Monitor* 17(2):1-23.
- Ferrer, E. 1974. *Análisis ambiental para la conservación de la cuenca alta y media del río Guanare. I Aproximación*. Barquisimeto, FUDECO. 65 p.
- Figueroa, R., E. Araya, O. Parra y C. Valdovinos. 1999. *Macroinvertebrados Bentónicos como Indicadores de Calidad de Agua*. VI Jornadas del CONAPHI, Concepción, Chile. 24 p.
- Graterol, H.; L. Goncalves, B. Medina y B. Perez. 2006. Insectos acuáticos como indicadores de calidad del agua del río Guacara, Carabobo-Venezuela. *Revista Faraute de Ciencias y Tecnología*. 1(1):57-67
- Hellawell, J.M. 1978. *Biological surveillance of rivers*. Water Research Center, Stevenage, 332 p.
- Hidalgo, R. 1991. Estudio de las variables físico - naturales, sociales y económicas relevantes para el ordenamiento del territorio de la cuenca alta y media del río Guanare. Tesis Maestría. Universidad Ezequiel Zamora, Guanare. 581 p.

- Hill, B., A. Herlihy, P. Kaufmann, R. Stevenson, E. McCormick y B. Johnson. 2000. Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *Journal of the North American Benthological Society* 19(1):50-67.
- Hodkinson, I. y J. Jackson. 2005. Terrestrial and aquatic invertebrates as bioindicators for environmental monitoring, with particular reference to mountain ecosystems. *Environmental Management* 35(5):649-666.
- Johnson, R., T. Wiederholm y D. Rosenberg. 1993. *Freshwater Biomonitoring Using Individual Organisms, Populations and Species Assemblages of Benthic Macroinvertebrates*. En: *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Rosenberg, D. y V. Resh (eds.). Chapman and Hall. New York and London, pp:40-205.
- Karr, J. y E. Chu. 1999. *Restoring life in running waters: better biological monitoring*. Island Press. Washington DC. 208 p.
- Karr, J., K. Fausch, P. Angermeier, P. Yant, y I. Schlosser. 1986. *Assessing Biological Integrity in Running Waters. A Method and its Rationale*. Illinois Natural History Survey. Special Publication, 5. Illinois, 28 p.
- Legendre, P. y L. Legendre. 1998. *Numerical Ecology*. Second English Edition. Elsevier. Quebec, 870 p.
- Marrero, C., J.M. Mendoza, D. Rodríguez-Olarte, G. Echevarría, H. Heredia y M. Jiménez. 2012. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de gestión de efluentes industriales sobre ambientes acuáticos. *Boletín de la Red Latinoamericana y del Caribe de Restauración* 6(3):9-13.
- Merritt, R. y K. Cummins. 1984. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Michigan, Kendall, Hunt Publishing Company, 376 p.
- Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología. 2005. *Datos climáticos del estado Portuguesa*. Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales.
- Motta, R. y V. Uieda. 2004. Diet and trophic groups of an aquatic insect community in a tropical stream. *Braz. J. Biol.* 64(4):809-817.
- Pérez, B. 2008. *Determinación de un Sitio de Referencia para bioevaluación de la Calidad del Agua del Río Cabriales*. En: *Memorias del VI Congreso de Investigación: la Investigación del Siglo XXI Oportunidades y Retos*, Universidad de Carabobo. Tomo I. pp 52-57.
- Plafkin, J., M. Barbour, K. Porter, S. Gross, y R. Hughes. 1989. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers. Benthic Macroinvertebrates and Fish*. USA. Washington, D.C. Environmental Protection Agency; Office of Water; 20 p.
- Prat, N., B. Ríos, R. Acosta y M. Rieradevall. 2009. *Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas*. En: *Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos*. Domínguez, E. y H.R. Fernández (eds). Tucumán, Fundación Miguel Lillo, pp:631-654.
- Ramírez-González, R. 1990. *Ecología Aplicada*. Diseño y Análisis Estadístico. Santafé de Bogotá. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, 325 p.
- Resh, V. y J. Jackson. 1993. *Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates*. En: *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Rosenberg D. y V. Resh. (eds.). New York. Chapman and Hall, pp:195-233.
- Resh, V. y E. McElravy. 1993. *Contemporary Quantitative Approaches to Biomonitoring Using Benthic Macroinvertebrates*. En: *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Rosenberg D. y V. Resh. (eds.). New York. Chapman and Hall, pp:159-194.

- Resh, V., M. Myers y M. Hannaford. 1996. *Macroinvertebrates as Biotic Indicators of Environmental Quality*. En: Methods in stream ecology. Hauer F.R. y G.A. Lamberty (eds) Elsevier, pp:805- 834.
- Rincón, J. 1995. Evaluación preliminar de la calidad de las aguas del río Mucujún (estado Mérida) utilizando los macroinvertebrados bénticos. *Investigaciones Científicas* 1(1):33-46.
- Rivera, M. 1994. Utilización de la ictiofauna como indicadora de la integridad biótica de los ríos Guache y Guanare, estado Portuguesa, Venezuela. Tesis Maestría. Universidad Ezequiel Zamora - Guanare. 175 pp.
- Rivera, M. y C. Marrero. 1995. Determinación de la calidad de las aguas en las cuencas hidrográficas mediante la utilización del Índice de Integridad Biótica (IIB). *Biollania* 11:127-148.
- Rodríguez-Olarte, D., y D. Taphorn. 1995. Los peces como indicadores biológicos: aplicación del índice de integridad biótica en ambientes acuáticos de los Llanos Occidentales de Venezuela. *Biollania* 11:27-56.
- Roldán-Pérez, G. 1996. *Guía para el estudio de los Macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Fondo FEN Colombia, Colciencias, Universidad de Antioquia, 216 p.
- Segnini, S. 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos* 16(2):45-63.
- Segnini, S., I. Correa y M. Chacón. 2009. *Evaluación de la calidad del agua en ríos de los Andes Venezolanos usando el índice biótico BMWP*. En: Enfoques y temáticas en entomología. Arrivillaga, A., M. El Souki y B. Herrera (eds.). XXI Congreso Venezolano de Entomología. Maracaibo, Sociedad Venezolana de Entomología, 40 p.
- Schargel, R. y N. Cuello. 1999. *Caracterización físico natural para el Desarrollo Regional de Occidente a escala 1: 250.000. Sección V Uso Actual. Carta NC19-10*. PDVSA Seguridad, Higiene y Ambiente. 11 pp.
- Vannote, R., G. Minshall, K. Cummins, J. Sedell y C. Cushing. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 37: 130-137.
- Wallace, B. y J. Webster. 1996. The Role of Macro-invertebrates in Stream Ecosystem Function. *Annual Review of Entomology* 41:115-39.
- Wang, L. y J. Lyons. 2003. Fish and benthic macro-invertebrate assemblages as indicators of stream degradation in urbanizing watersheds: En: Biological Response Signatures: indicator patters using aquatic communities. Simon, T. P. (ed.). CRC Press, pp:13-21.
- Weigel, B., L. Henne y L. Martínez. 2002. Macroinvertebrate – based index of biotic integrity for protection of streams in west – central Mexico. *Journal of the North American Benthological Society* 21(4):686-700.
- Winemiller, K., C. Marrero y D. Taphorn. 1996. Perturbaciones causadas por el hombre a las poblaciones de peces de los llanos y del piedemonte andino de Venezuela. *Biollania* 12:13-48.
- Yi-Kuang W. y J. Stevenson. 2005. Development and evaluation of a diatom – based Index of Biotic Integrity for the Interior Plateau Ecoregion, USA. *Journal of the North American Benthological Society* 24(4):990-1008.