



**DESARROLLO DE UN ÍNDICE MULTIMÉTRICO PARA EVALUAR LA CALIDAD  
ECOLÓGICA DEL AGUA, DISEÑADO Y PROPUESTO PARA EL RÍO  
GUAYURIBA, META, COLOMBIA.**

**Blgo. Esp. MICHAEL OBRIAN NIÑO DE GUZMÁN TITO**

**FACULTAD DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA  
MAESTRÍA EN GESTIÓN AMBIENTAL SOSTENIBLE  
UNIVERSIDAD DE LOS LLANOS  
VILLAVICENCIO, META  
2018**

**DESARROLLO DE UN ÍNDICE MULTIMÉTRICO PARA EVALUAR LA CALIDAD  
ECOLÓGICA DEL AGUA, DISEÑADO Y PROPUESTO PARA EL RÍO  
GUAYURIBA, META, COLOMBIA.**

**Blgo. Esp. MICHAEL OBRIAN NIÑO DE GUZMÁN TITO**

Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de Magíster en  
Gestión Ambiental Sostenible

Director:

M.Sc. Jesús Manuel Vásquez Ramos

**FACULTAD DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA  
MAESTRÍA EN GESTIÓN AMBIENTAL SOSTENIBLE  
UNIVERSIDAD DE LOS LLANOS  
VILLAVICENCIO, META**

**2018**

**Nota de aceptación:**

---

---

---

---

---

---

---

---

M.Sc. Naisly Ada Tovar Hernández  
**Directora de la maestría**



---


M.Sc. Néstor Ricardo Bernal Suárez  
**Jurado**

---

M.Sc. José Ariel Rodríguez Pulido  
**Jurado**

---

M.Sc. Jaime Arturo Orejarena Cuartas  
**Jurado**



---

M.Sc. Jesús Manuel Vásquez Ramos  
**Director de tesis**

Villavicencio, Meta, 24 de abril de 2018.

## **DEDICATORIA**

*Dedico la presente tesis de manera especial a mi madre y a mi hermana, por brindarme todo el amor, la comprensión, el apoyo incondicional y la confianza en cada momento de mi vida.*

## **AGRADECIMIENTOS**

Mi inmensa gratitud al profesor Jesús Manuel Vásquez Ramos, director de esta tesis, por su preocupación, su apoyo constante y su gran interés en el desarrollo de este trabajo.

A Edgardo Méndez Valdivia por sus consejos intelectuales y sus mejores deseos hacia mi futuro profesional.

Al Instituto Colombiano de Crédito Educativo y Estudios Técnicos en el Exterior (ICETEX) por el financiamiento de mis estudios de maestría, mediante el Programa de becas de reciprocidad entre Colombia y Perú.

Al Instituto de Ciencias Ambientales de la Orinoquia Colombiana (ICAOC), por haberme proporcionado los datos ambientales y datos de las muestras de macroinvertebrados bentónicos de su proyecto: “Identificación de alternativas de manejo ambiental de los ríos Guayuriba, Ocoa y caños Quenane y Quenanito de la cuenca alta del río Meta, basado en estrategias educativas, investigativas y de proyección social” del convenio marco de colaboración No. 5211592 suscrito entre la universidad de los Llanos y Ecopetrol 2012 - 2015”.

A todos los miembros del programa de Maestría en Gestión Ambiental Sostenible, por su preocupación y siempre buena disposición frente a mis dudas e inquietudes, por escucharme y aconsejarme.

Finalmente agradezco a Dios por haberme otorgado una familia maravillosa, quienes han creído en mí siempre, dándome ejemplo de superación, humildad y sacrificio; enseñándome a valorar todo lo que tengo y fomentando en mí el deseo de superación y de triunfo en la vida.

## CONTENIDO

<b>RESUMEN</b> .....	<b>1</b>
<b>INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>2</b>
<b>DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA</b> .....	<b>3</b>
Pregunta de investigación .....	3
<b>HIPÓTESIS</b> .....	<b>4</b>
<b>OBJETIVOS</b> .....	<b>4</b>
Objetivo general .....	4
Objetivos específicos .....	4
<b>JUSTIFICACIÓN</b> .....	<b>5</b>
<b>I. FUNDAMENTOS TEÓRICOS</b> .....	<b>6</b>
1.1 Estado del arte .....	6
1.2 Ecosistemas lóticos .....	9
1.3 Gestión de ecosistemas lóticos .....	9
1.4 Evaluación biológica de la calidad del agua.....	10
1.4.1 Inconvenientes en la evaluación biológica de la calidad de agua.....	11
1.5 Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua .....	11
1.5.1 Ventajas de los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua.....	12
1.5.2 Desventajas de los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua.....	12
1.6 Situación actual y perspectivas futuras de los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua .....	13
1.7 Métodos de evaluación de la calidad del agua mediante macroinvertebrados	15
1.7.1 Índices unimétricos .....	15
1.7.2 Índices bióticos .....	16
1.7.3 Índices multimétricos .....	17

<b>II. MATERIALES Y MÉTODOS .....</b>	<b>19</b>
2.1 Área de estudio.....	19
2.2 Metodología de campo.....	21
2.2.1 Puntos de muestreo.....	22
2.2.2 Fechas de muestreo .....	22
2.2.3 Medición de parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos del agua .....	24
2.2.4 Colecta de especímenes .....	24
2.3 Metodología de laboratorio .....	24
2.4 Análisis y procesamiento de datos.....	25
2.5 Desarrollo del índice multimétrico .....	25
2.5.1 Determinación del gradiente de estrés .....	25
2.5.2 Selección de métricas biológicas.....	25
2.5.3 Diseño del índice multimétrico.....	28
2.6 Validación del índice multimétrico.....	30
<b>III. RESULTADOS .....</b>	<b>36</b>
3.1 Determinación del gradiente de estrés .....	36
3.2 Selección de métricas biológicas .....	37
3.3 Diseño del índice multimétrico .....	39
3.4 Determinación de la calidad del agua mediante el índice multimétrico.....	40
3.5 Validación del índice multimétrico con Índices biológicos y fisicoquímicos.....	41
<b>IV. DISCUSIÓN.....</b>	<b>43</b>
<b>CONCLUSIONES .....</b>	<b>46</b>
<b>RECOMENDACIONES.....</b>	<b>47</b>
<b>BIBLIOGRAFÍA .....</b>	<b>48</b>
<b>ANEXOS.....</b>	<b>57</b>

## LISTA DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Puntos de muestreo del río Guayuriba.....	23
<b>Tabla 2.</b> Fechas de las campañas de muestreo realizadas en la cuenca del río Guayuriba.....	22
<b>Tabla 3.</b> Principales métricas biológicas indicadoras de calidad ecológica de ecosistemas lóticos .....	26
<b>Tabla 4.</b> Categorías de calidad ecológica del agua .....	28
<b>Tabla 5.</b> Rangos de la condición del sistema propuestos para ICA .....	31
<b>Tabla 6.</b> Rangos de la condición del sistema propuestos para ICOMO.....	32
<b>Tabla 7.</b> Clasificación de la calidad de aguas índice EPT.....	33
<b>Tabla 8.</b> Puntaje de las familias de macroinvertebrados acuáticos para el índice BMWP/Col. de acuerdo a los valores originales de BMWP y ajustados por Álvarez (2005).....	34
<b>Tabla 9.</b> Clasificación de las aguas, significado ecológico de acuerdo al índice BMWP/Col. y colores para representaciones cartográficas .....	35
<b>Tabla 10.</b> Clasificación de las aguas, significado ecológico de acuerdo al índice ASPT y colores para representaciones cartográficas.....	35
<b>Tabla 11.</b> Ponderaciones para el Componente 1 del ACP.....	36
<b>Tabla 12.</b> Gradiente de estrés estandarizado en cada punto de muestreo.....	37
<b>Tabla 13.</b> Métricas preseleccionadas y seleccionadas para la elaboración del índice multimétrico, presentando cada una de ellas su correlación con el gradiente de estrés, la respuesta esperada, su eficiencia discriminativa (ED) y la justificación para incluir o excluir la métrica .....	38



**Tabla 14.** Índice multimétrico del río Guayuriba; percentiles (5 ó 95), valor mínimo o máximo y fórmula de estandarización final de cada una de las métricas seleccionadas según su respuesta al gradiente de estrés .....39

**Tabla 15.** Calificación de la calidad del agua para cada de rango de valores .....39

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Zonificación geográfica de la cuenca del río Guayuriba. Adaptado de Torres et al. (2015) mediante Arcgis (versión 10.5) .....	20
<b>Figura 2.</b> Distribución espacial del análisis de componentes principales .....	36
<b>Figura 3.</b> Mapa de calidad del agua para cada punto de muestreo. Adaptado de Torres et al. (2015) mediante Arcgis (versión 10.5). .....	40
<b>Figura 4.</b> Relación entre los índices ICA, ICOMO, EPT, BMWP/Col., ASPT y multimétrico frente al gradiente de estrés. Cada gráfica muestra el coeficiente de regresión lineal ajustado ( $R^2$ ) de cada índice .....	42

## LISTA DE ANEXOS

<b>Anexo 1.</b> Composición taxonómica hasta el nivel de familia, características tróficas y movilidad en el río Guayuriba .....	57
<b>Anexo 2.</b> Variables fisicoquímicas .....	59
<b>Anexo 3.</b> Variables fisicoquímicas estandarizadas .....	60
<b>Anexo 4.</b> Métricas biológicas .....	61
<b>Anexo 5.</b> Métricas biológicas estandarizadas.....	62
<b>Anexo 6.</b> Valores de las métricas biológicas estandarizadas para los rangos de calidad.....	63
<b>Anexo 7.</b> Valores de las métricas biológicas para la determinación de calidad....	63
<b>Anexo 8.</b> Valores de los índices para la validación del índice multimétrico .....	64
<b>Anexo 9.</b> Valores estandarizados de los índices para la validación del índice multimétrico .....	64

## RESUMEN

En esta investigación se realizó un análisis integral de la calidad de agua del río Guayuriba, Meta, Colombia; se utilizaron macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos, y parámetros fisicoquímicos para el desarrollo de un índice multimétrico, con el fin de aportar metodológicamente en la evaluación y monitoreo de ecosistemas lóticos. Para ello se establecieron 11 puntos de muestreo a lo largo del río Guayuriba, los cuales fueron seleccionados considerando distintos grados de intervención, desde sin o poca alteración (referencia) hasta muy alteradas. Se midieron 21 variables fisicoquímicas y 27 métricas biológicas. Los macroinvertebrados fueron recolectados cuantitativamente utilizando una red Surber e identificados hasta nivel taxonómico de familia. Para estudiar la relación entre las métricas biológicas de las comunidades de macroinvertebrados y las variables fisicoquímicas se realizaron diversos análisis estadísticos (VIF, correlación de Pearson y ACP) que permitieron determinar cuáles son las variables que explican mejor las afectaciones a la comunidad de macroinvertebrados, las cuales también fueron utilizadas en el diseño del índice multimétrico. Los resultados obtenidos muestran que las variables fisicoquímicas que explican las alteraciones producidas a la comunidad biótica están determinadas por el gradiente de estrés definido por la altitud, hierro y oxígeno disuelto; y las métricas biológicas indicadoras de la calidad del agua fueron el % de raspadores, % de nadadores, número efectivo de familias de orden 2, tolerancia de Ephemeroptera y tolerancia de Trichoptera. Finalmente, el índice propuesto fue comparado con otros 5 índices de calidad fisicoquímica y biológica (ICA, ICOMO, EPT, BMWP/Col. y ASPT), determinando que el índice multimétrico desarrollado para el río Guayuriba presenta la mejor respuesta frente al gradiente de estrés. Así, se concluye que la metodología multimétrica es una herramienta útil en la determinación del estado ecológico de ecosistemas lóticos, pudiendo ser un método apropiado para la evaluación y monitoreo de otras corrientes de Colombia, Perú y el resto de Latinoamérica, donde debería promoverse su utilización, acorde a las condiciones propias de cada región y validarse.

## INTRODUCCIÓN

En América del Sur, si bien existe un creciente número de trabajos sobre evaluación de la calidad ecológica de ecosistemas lóticos que toman en cuenta las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y parámetros fisicoquímicos, ninguno de ellos considera en su procedimiento herramientas basadas sobre métodos multimétricos (Carvacho, 2012), excepto trabajos de investigadores como Forero, Longo, Ramírez & Chalar (2014) quienes aportan al diseño de este tipo de metodologías más recientes y aún muy escasas.

La elaboración de índices de calidad ambiental son instrumentos preventivos de la gestión ambiental que expresan de forma sintética el estado de un ecosistema determinado y que permite realizar diligencias para conseguir alta calidad ambiental coherentes con las condiciones socioeconómicas (Gómez & Gómez, 2013). Actualmente, los índices multimétricos son una de las metodologías más efectivas en los estudios para definir la calidad biológica y ecológica de los ecosistemas lóticos, ya que reúnen en una única medida la variabilidad funcional y estructural de los componentes bióticos y abióticos de un ecosistema fluvial (Segnini, 2003), por lo que deben construirse para una región o cuenca determinada donde las características de los ecosistemas lóticos sean similares en términos de temperatura, geología o vegetación de ribera (Couceiro, Hamada, Forsberg, Pimentel, & Luz, 2012).

Las ventajas que proporcionan los índices integrados son diversas: una fácil interpretación, dado que la información está resumida en un único valor que se compara con el valor de un patrón (Domínguez & Fernández, 2009); concentran la información de varios niveles de organización ecológica en una sola medida, es una metodología poco costosa en su aplicación; reflejan de manera confiable las respuestas biológicas de la biota a la intervención humana y son sensibles a los análisis estadísticos univariados (Carvacho, 2012).

## DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA

En el caso de Colombia, Perú y demás países latinoamericanos, el estudio de la calidad del agua en los ecosistemas lóticos han sido abordados de manera general en las últimas décadas (Carvacho, 2012), priorizando más en los índices con parámetros fisicoquímicos que poseen como principal inconveniente de “medir la calidad de agua en un punto e instante determinado” con lo cual estaría midiéndose características efímeras sin dar un reporte histórico de lo que sucede con la calidad del ecosistema lótico (Alba, 1996). También la calidad del agua en los ecosistemas lóticos ha sido poco abordada desde el punto de vista de la relación entre los organismos y aspectos físicos y químicos (Carvacho, 2012). Uno de los índices bióticos más empleados para evaluar la calidad del agua en Colombia es el Biological Monitoring Working Party - Colombia (BMWP/Col.) modificado por Roldán (2003); a pesar de su amplia utilización, sus resultados en diversas regiones han permitido identificar algunos puntos débiles (Forero et al., 2014), entre los que figuran: (1) el empleo de datos cualitativos de presencia/ausencia, ignorando otras variables importantes como la abundancia y la biomasa de los organismos; (2) el haber sido desarrollado principalmente para la zona centro-oriental de Antioquia, la cual posee características geomorfológicas y climáticas diferentes a las de otras zonas ubicadas dentro de Antioquia y a lo largo del país y (3) el que las puntuaciones o niveles de tolerancia de los taxones individuales se fundamenta en el criterio de expertos, más que en el uso integrado de dicho criterio como una herramienta numérica, que permita establecer de manera objetiva y rigurosa los umbrales de adaptación de los organismos a las variables abióticas consideradas críticas.

### **Pregunta de investigación**

¿Cómo desarrollar un índice multimétrico para evaluar la calidad ecológica del río Guayuriba (Meta, Colombia)?

## **HIPÓTESIS**

Las diferentes actividades antrópicas desarrolladas en un ecosistema lótico provocan cambios en sus características fisicoquímicas y biológicas, afectando la calidad del agua, que ha sido poco abordada desde el punto de vista de la relación entre los organismos y aspectos fisicoquímicos; por ello, el desarrollo de un índice multimétrico diseñado, propuesto y validado para un río determinado, es la mejor metodología de evaluación y monitoreo de la calidad ecológica del agua de un ecosistema lótico.

## **OBJETIVOS**

### **Objetivo general:**

Desarrollar un índice multimétrico para evaluar la calidad ecológica del río Guayuriba, Meta, Colombia.

### **Objetivos específicos:**

- Determinar el gradiente de estrés del río Guayuriba.
- Definir las métricas biológicas y diseñar el índice multimétrico.
- Determinar la calidad del agua del río Guayuriba mediante el índice multimétrico.
- Validar y comparar el índice multimétrico con otros índices biológicos y fisicoquímicos.

## JUSTIFICACIÓN

Teniendo en cuenta la complejidad de los sistemas biológicos y las diversas formas de alteración de los ecosistemas acuáticos por las actividades humanas se requiere de una aproximación multimétrica, que refleje la calidad biológica del sistema respondiendo de manera predecible a cada tipo de alteración (Villamizar & Arenas, 2016). Por consiguiente, la construcción de un índice multimétrico es una herramienta que posibilita determinar no solo el estado biológico de un ecosistema sino que además funciona para establecer su estado ecológico, pues contempla la identificación de un gradiente ambiental correlacionado con las diferentes métricas biológicas, condición que no cumple ningún otro índice (Forero et al., 2014). Por lo tanto, el desarrollo de una herramienta de evaluación multimétrica contribuye como un aporte importante en la mejora de la gestión del recurso hídrico del país (Riss, Ospina & Gutiérrez, 2002). Y en vista que el río Guayuriba es una de las principales fuentes hídricas de la región Orinoquia que provee servicios ecosistémicos de soporte, provisión, regulación y cultural; como la producción y regulación del agua y del clima, abastecimiento de materias primas y alimentos, refugio de biodiversidad y belleza escénica (Torres et al., 2015); y que lamentablemente desde hace algunas décadas evidencia daño ambiental por diferentes actividades antrópicas (Cormacarena, 2010); ante esta situación el desarrollo del índice multimétrico se presenta como una herramienta para la gestión sostenible de este ecosistema lótico de tal forma que pueda continuar brindando sus servicios ecosistémicos.



## I. FUNDAMENTOS TEÓRICOS

### 1.1 Estado del arte

Wolfgang, Ospina & Gutiérrez (2002) establecieron valores de bioindicación para macroinvertebrados acuáticos de la Sabana de Bogotá; a diferencia de otras investigaciones no abordaron cómo describir todo el conjunto de factores que afectan la distribución de los macroinvertebrados, sino más bien destacaron el efecto de un solo factor “la contaminación orgánica”; no aplicaron procedimientos que incluyeran un número elevado de variables, tales como análisis de correspondencias, sino métodos más simples y específicos; consecuentemente se determinaron los valores de tolerancia a través del promedio ponderado y la distribución Gauss ajustada, método que resulta ideal para una adaptación del índice BMWP.

Hering, Feld, Moog & Ofenböck (2006) sugieren una metodología normativa para el desarrollo y aplicación de índices multimétricos como una herramienta eficiente para evaluar el estado ecológico de las aguas corrientes; mencionan que debido a la objetividad y eficiencia de resultados que brinda este índice, se ha venido probando a escala europea en un marco de proyectos de investigación y proyectos de implementación en Austria y Alemania. Sugieren un procedimiento para el desarrollo de índices multimétricos, que se compone de los siguientes pasos: (1) selección de la forma más adecuada de un índice multimétrico; (2) selección de métricas relevantes mediante: la definición de un gradiente estresante, correlación de gradientes y métricas de estresores, selección de métricas candidatas, selección de métricas centrales, distribución de métricas dentro de los tipos de métricas, definición de anclas superiores e inferiores y escalado; (3) generación de un índice multimétrico (enfoque general o específico del estresor); (4) establecer límites de clase; (5) interpretación de resultados.

Baptista, Souza, Vieira, Mugnai, Souza, & Oliveira (2011) desarrollaron un índice multimétrico utilizando la macrofauna bentónica como bioindicadores de condiciones ecológicas para los tramos superiores de la cuenca Piabanha-

Paquequer-Preto, ubicada en el estado de Río de Janeiro, Brasil. Recolectaron un total de 33698 macroinvertebrados en 27 sitios; los macroinvertebrados bentónicos fueron muestreados utilizando el método de multihábitat que consiste en muestrear 20 m<sup>2</sup> de sustrato recolectado en proporción aproximada a la representación de todos los principales tipos de hábitats al alcance; los principales pasos seguidos para el desarrollo y la prueba del índice fueron: exclusión de métricas inadecuadas usando gráficos de caja y bigotes, considerando el grado de superposición entre límites intercuartílicos, de todas las métricas potencialmente candidatas, 36 se consideraron adecuadas; después de identificar métricas redundantes, a través del análisis de correlación de Spearman, y teniendo en cuenta los criterios de aplicación práctica, 6 métricas centrales fueron seleccionados para componer el índice multimétrico, entre ellas: la riqueza familiar, la diversidad de la familia Shannon-Wiener, la riqueza familiar EPT, %Diptera, %MOLD (Mollusca + Diptera) y %coleccionistas. La sensibilidad del índice se probó utilizando un Análisis de Componentes Principales (ACP). Finalmente el índice multimétrico que propusieron respondió a un conjunto de variables ambientales asociadas a un gradiente de perturbación humana que afecta la condición ecológica de los cuerpos de agua.

Casatti & Barreto (2012) evaluaron un índice multimétrico en la cuenca de José dos Dourados al noroeste de Sao Paulo, Brasil, determinando la capacidad del índice de integridad biótica (IBI), basado en la fauna de peces; para discriminar entre las corrientes de referencia y las degradadas en una escala de mesohabitat, muestrearon la ictiofauna de 96 mesohabitats con engranaje de electrodeposición en 6 flujos (3 de referencia y 3 degradados); obtuvieron 12 atributos por separado para cada mesohabitat; 10 de las métricas probadas se utilizaron para obtener el IBI; el cual indicó malas condiciones para las corrientes no referenciales; por ello, concluyeron que el IBI puede ser útil para distinguir entre ambientes con perturbación en una escala de mesohabitat.

Carvacho (2012) realizó un análisis integral de la calidad de aguas en la cuenca hidrográfica del río Limarí, en Chile; utilizando macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos complementados con parámetros fisicoquímicos e

hidromorfológicos, con el fin de desarrollar un índice multimétrico; demostró que la metodología multimétrica es una herramienta útil en la determinación del estado ecológico del sistema fluvial de la cuenca del Limarí, y postulándose como un método apropiado para la evaluación y monitoreo de otras cuencas semiáridas del norte de Chile.

Jun, Won, Lee, Kong, & Hwang (2012) utilizaron una gran base de datos nacional para desarrollar un índice multimétrico, aplicable a la evaluación biológica de corrientes de Corea, las condiciones de referencia y alteradas se determinaron en función de cuencas hidrográficas, productos químicos y criterios físicos; 8 de las 34 métricas candidatas iniciales se seleccionaron usando un procedimiento que evaluó la variabilidad métrica, la redundancia, la sensibilidad y la capacidad de respuesta a gradientes ambientales. Las métricas seleccionadas fueron el número de taxa, % Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT), %taxón dominante, índice de diversidad de Shannon, %recolectores, relación de filtros y raspadores y el índice sapróbico coreano. El índice multimétrico que desarrollaron distinguió con éxito el punto de referencia de los puntos en condiciones alteradas.

Schoolmaster, Grace & Schweiger (2012), en su trabajo de revisión "*A general theory of multimetric indices and their properties*" mencionan que la administración de los recursos biológicos y ecológicos requiere la capacidad de realizar evaluaciones integradoras de la integridad ecológica; hacen énfasis en que los métodos emergentes para hacer tales evaluaciones integradoras son índices multimétricos; mencionan que estos índices sintetizan datos, a menudo de múltiples niveles biológicos de organización, con el objetivo de derivar un único índice que refleje los efectos generales de la perturbación humana.

Villamizar, Arenas & Gamarra (2016) desarrollaron un índice de calidad ecológica para la microcuenca Mamarramos del departamento de Boyacá en Colombia; el índice de calidad ecológica construido a partir de diferentes técnicas multivariantes permite integrar la información de abundancia de cada familia de macroinvertebrados y las variables fisicoquímicas en un único valor, expresando, para cada uno de los puntos de muestreo, un gradiente ambiental de calidad de

agua. Igualmente, Forero, Longo, Ramírez & Chalar (2014) diseñaron un índice de calidad ecológica con base en macroinvertebrados acuáticos para la cuenca del río Negro y se basaron principalmente en la tolerancia de los macroinvertebrados a la contaminación; este índice también incluye la abundancia de macroinvertebrados y las variables fisicoquímicas, y constituye una alternativa a la aplicación del Índice BMWP/Col.

González & Córdoba (2017) desarrollaron un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos andinos del sur del Ecuador; utilizaron macroinvertebrados bentónicos complementados con parámetros fisicoquímicos y demostraron que este podría ser una herramienta confiable para monitorear y evaluar la integridad ecológica de los ríos andinos del sur de Ecuador.

## **1.2 Ecosistemas lóticos**

Están formados por las aguas corrientes, ríos y arroyos. En estos ecosistemas los seres vivos presentan gran capacidad para fijarse al sustrato y para nadar, de esta forma evitan ser arrastrados por las corrientes (GWP, 2018). La historia humana se ha visto desde siempre influida por los ríos, que proporcionan agua, transporte y los medios para la eliminación de desechos (Andaluz, 2006). Aunque el área superficial total de ríos y arroyos es pequeña comparada en relación con la de océanos y masas de tierra, los ríos se encuentran entre los ecosistemas naturales más intensamente utilizados por el ser humano (UAO, 2018).

## **1.3 Gestión de ecosistemas lóticos**

El enfoque de gestión de ecosistemas lóticos ayuda a administrar y desarrollar los recursos hídricos en forma sostenible y equilibrada, teniendo en cuenta los intereses sociales, económicos y ambientales (Andaluz, 2006). Reconoce los diferentes grupos de interés que compiten entre sí, los sectores que usan y abusan del agua, y las necesidades del medio ambiente (Meza & Rubio, 2012). Un enfoque integrado coordina la gestión de recursos hídricos en todos los sectores y grupos de interés, y a diferentes escalas, desde la local a la internacional; pone énfasis en la participación en los procesos nacionales de formulación de leyes y políticas, estableciendo una buena gobernabilidad y creando acuerdos normativos e

institucionales efectivos que permitan tomar decisiones más equitativas y sostenibles (UAO, 2018). Toda una gama de herramientas, tales como evaluaciones sociales y ambientales, instrumentos económicos, y sistemas de información y monitoreo, respaldan este proceso (GWP, 2018).

#### **1.4 Evaluación biológica de la calidad del agua.**

El término “calidad”, referido a las aguas de ecosistemas lóticos, no es un concepto absoluto ni de fácil definición (Gil & Soto, 2012). Por el contrario, es un concepto relativo que depende del destino final del recurso (Lozano, 2005); de modo que, y a título de ejemplo, mientras que las aguas con contenidos fecales en ningún caso podríamos considerarlas de calidad apropiada para la bebida de uso humano, por los problemas sanitarios que conllevaría su uso (Abarca, 2007), debido a su alto contenido en materia orgánica podrían resultar excelentes para el riego de plantas ornamentales o de plantaciones forestales (Arce, 2006). Del mismo modo aguas de alta montaña, que intuitivamente podríamos asociar con pureza y buena calidad (Alba, 1996) podrían resultar poco apropiadas para la bebida al calmar escasamente la sed (por su bajo contenido en sales) y por su bajo pH que les confiere un carácter corrosivo del esmalte dental (Vásquez & Castro, 2006). Al evaluar la calidad de las aguas mediante el estudio de la composición y estructura de comunidades de organismos surge el término de calidad biológica (Abarca, 2007). Se considera que un medio acuático presenta una buena calidad biológica cuando tiene unas características naturales que permiten que en su seno se desarrollen las comunidades de organismos que les son propias (Meza & Rubio, 2012).

Los organismos vivos que habitan en los cursos de agua presentan adaptaciones evolutivas a unas determinadas condiciones ambientales y presentan unos límites de tolerancia a las diferentes alteraciones de las mismas (Rubio, 2009). Estos límites de tolerancia varían, y así, frente a una determinada alteración se encuentran organismos “sensibles” que no soportan las nuevas condiciones impuestas, comportándose como “intolerantes”, mientras que otros, que son “tolerantes” no se ven afectados (Bernal, 2012). Si la perturbación llega a un nivel letal para los intolerantes, estos mueren y su lugar es ocupado por comunidades de organismos

tolerantes (Acevedo & Ávilaz, 2011). Del mismo modo, aun cuando la perturbación no sobrepase el umbral letal, los organismos intolerantes abandonan la zona alterada, con lo cual dejan espacio libre que puede ser colonizado por organismos tolerantes (Gómez, 2014). Así, variaciones inesperadas en la composición y estructura de las comunidades de organismos vivos de los ríos pueden interpretarse como signos evidentes de algún tipo de contaminación (Vega & Leiva, 2004).

#### **1.4.1 Inconvenientes en la evaluación biológica de la calidad de agua**

A pesar de que teóricamente se esperan respuestas específicas, es frecuente no poder establecer correlaciones entre los valores de los índices de calidad biológica y los de los análisis fisicoquímicos obtenidos en los mismos puntos de muestreo (Galindo, 2012). Esta aparente “sin razón” es lógica teniendo en cuenta el carácter puntual en el tiempo de las caracterizaciones fisicoquímicas, que no reflejan las posibles alteraciones existentes tiempo atrás (Arce, 2006), tan solo en aquellos casos en que las contaminaciones son continuas en el tiempo y los parámetros de alteración sean analizados en las muestras, coincidirán los juicios respecto a la calidad del agua (Alba, 1996).

Los profesionales que históricamente tienen la responsabilidad de vigilar la calidad de las aguas mediante la medida y análisis de diferentes parámetros fisicoquímicos pueden ver con desconfianza estas nuevas metodologías (Alba, 1996), identificándolas como un intento desesperado del colectivo de biólogos de copar puestos y así disminuir su índice de desempleo (Arce, 2006). Parece lógico desde una perspectiva puramente humana de defensa de los intereses laborales, aunque no tiene razón de ser (Alba, 1996) dado que las perspectivas se complementan y permiten obtener una mejor determinación del estado del ecosistema.

#### **1.5 Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua**

Los macroinvertebrados acuáticos son aquellos animales que en sus últimos estadios larvarios alcanzan un tamaño igual o mayor a 1mm (Zúñiga, 2010). Generalmente pertenecen a los taxones Insecta, Mollusca, Oligochaeta, Hirudinea y Crustacea (Arce, 2006). Algunos desarrollan toda su vida en el medio acuático (Oligochaeta y Mollusca) y otros tienen una fase aérea o terrestre (Aguila, 2011).

Cualquier tipo de sustrato puede constituirse en hábitat adecuado para estos organismos incluyendo grava, piedra, arena, fango, detritus, plantas vasculares, algas filamentosas, troncos, etc. (Acevedo & Ávilaz, 2011). A consecuencia de su enorme diversidad es probable que algunos de ellos respondan a cualquier tipo de contaminación (Arce, 2006).

### **1.5.1 Ventajas de los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua**

En la actualidad los macroinvertebrados son los organismos más ampliamente usados como bioindicadores por diversas circunstancias entre las que se destacan de acuerdo a Domínguez & Fernández (2009):

- 1- Tener una amplia distribución (geográfica y en diferentes tipos de ambientes).
- 2- Una gran riqueza de especies con gran diversidad de respuestas a los gradientes ambientales.
- 3- Ser en su mayoría sedentarios, lo que permite el análisis espacial de la contaminación.
- 4- En otros casos, la posibilidad de utilizar su reacción de huida (deriva) como indicador de contaminación.
- 5- En algunas especies, tener ciclos de vida largo porque integra los efectos de la contaminación en el tiempo.
- 6- Poder ser muestreados de forma sencilla y barata.
- 7- Una taxonomía en general bien conocida a nivel de familia y género.
- 8- La sensibilidad bien conocida de muchos taxones a diferentes tipos de contaminación.
- 9- El uso de muchas especies en estudios experimentales sobre los efectos de la contaminación.

### **1.5.2 Desventajas de los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua**

A pesar de las ventajas que proporcionan los macroinvertebrados como indicadores de la calidad de agua en ecosistemas lóticos, también presentan desventajas (Arce, 2006):

1. Los muestreos cuantitativos requieren de un gran número de réplicas, lo que puede resultar en problemas de costos y tiempo (gran esfuerzo de trabajo de laboratorio).
2. Pueden existir otros factores independientes a la calidad del agua que afectan la distribución y abundancia (ejemplo perturbaciones por cambios de caudales manejados artificialmente, catástrofes naturales por inundación, etc.)
3. Las variaciones estacionales pueden complicar las interpretaciones o comparaciones.
4. La disposición de algunos macroinvertebrados a derivar les proporciona algunas ventajas sobre aquellos menos móviles.
5. Ciertos grupos no son bien conocidos taxonómicamente por carencia de especialistas locales.
6. Los macroinvertebrados bentónicos no son siempre sensibles a ciertas perturbaciones como patógenos humanos y cantidades traza de algunos contaminantes.

Algunas de estas condiciones ventajosas y no ventajosas pueden ser relativas dependiendo de los avances en taxonomía y ecología en las diferentes regiones, los protocolos estandarizados de muestreo y el conocimiento en general del grupo, por lo que en general los macroinvertebrados son preferidos en muchos países para ser utilizados como bioindicadores de la calidad del agua (Pineda, 2015).

### **1.6 Situación actual y perspectivas futuras de los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua**

Lo “novedoso” que, para algunos, pueda resultar el uso de macroinvertebrados en la evaluación y cartografía de la calidad de las aguas, no significa que sea algo nuevo (Arce, 2006). Por el contrario estas metodologías datan de principios de siglo, y son numerosas las metodologías existentes y países en las que se aplican por ley, y de forma rutinaria (Alba, 1996).

En Colombia y en todos los países latinoamericanos parece existir un total divorcio entre el desarrollo de la investigación en el uso de los macroinvertebrados como



indicadores biológicos y el uso oficial de los mismos (Alba, 1996). Efectivamente existe una amplia experiencia al respecto, que comienza en la década de los 70 y que desde mediados de los 80 hasta la actualidad ha experimentado un crecimiento acelerado (Arce, 2006). Se han desarrollado metodologías de aplicación específica a determinadas cuencas hidrológicas así como metodologías de aplicabilidad a muchos ecosistemas lóticos (Álvarez, 2005). Paradójicamente gran parte de la investigación se ha llevado a cabo, con proyectos subvencionados por los organismos oficiales encargados de la vigilancia de las aguas (Baptista et al., 2011). Sin embargo, “salvo en muy honrosas excepciones obvian estas metodologías en los controles rutinarios, y en los informes de calidad de aguas que publican” (Alba, 1996, p.208). Es importante destacar los posibles efectos sinérgicos de los diferentes productos tóxicos (Samboni, 2007), que dependen de factores intrínsecos de cada curso de agua, que pueden producir efectos muy dispares en ecosistemas lóticos diferentes (Cambra & Barría, 2014). Para evitar este problema, en Colombia y demás países latinoamericanos se está intentando establecer criterios de calidad ecológica, es decir que se pretende atender no a la cantidad de producto vertido, sino a sus efectos sobre el ecosistema (Roldán, 2016); y desde ese punto de vista, los índices de calidad biológica aparecen como una herramienta de primera opción (López & Gaspar, 2012).

Por otro lado frente al concepto de organismo indicador (según el cual si tal especie está presente, el agua es de buena o mala calidad) (Martinez, 2010), hoy en día se ha evolucionado conceptualmente utilizándose el concepto de comunidad indicadora (Alba, 1996), pues se minimizan los errores y se multiplica la capacidad de detección de alteraciones (Segnini, 2003). Esto se evidencia en los diferentes y múltiples métodos e índices que actualmente están siendo utilizados y que son de obligado cumplimiento en diferentes países europeos y norteamericanos (Alba, 1996).

Por otra parte, se ha discutido mucho sobre el nivel taxonómico más adecuado para estudios de bioindicación (Alba, 1996); si bien es cierto que el nivel preferible sería el de especie (Roldán, 2016), la taxonomía de ciertos grupos hace el trabajo

prácticamente inviable en muchos países, en gran parte por el coste económico que ello implica (Alba, 1996), incluso a nivel de género debido a la cantidad de tiempo necesaria para una apropiada determinación taxonómica (Casatti & Barreto, 2012). Por ello, un buen equilibrio entre calidad de los resultados y tiempo requerido para obtenerlos se da utilizando como nivel taxonómico la familia (Domínguez & Fernández, 2009). A este nivel las ventajas de los macroinvertebrados enumeradas anteriormente se mantienen y su uso se recomienda en muchos de los protocolos de estudio de los países que los utilizan como indicadores de calidad biológica de forma reglamentada (Schoolmaster, Grace, & Schweiger, 2012). En algunos casos se utilizan niveles taxonómicos algo diferentes, por ejemplo a género en tricópteros, plecópteros y efemerópteros, y familia en dípteros y oligoquetos (Aguila, 2011). En las circunstancias actuales, el uso a nivel de familia parece el que puede ofrecer más ventajas (Domínguez & Fernández, 2009). Aunque es posible utilizar los macroinvertebrados como indicadores en todos los ecosistemas (Arroyo & Encalada, 2009), el análisis que se realiza en este trabajo se centra en aquellos empleados en ecosistemas lóticos, pues es donde más desarrollo y uso se ha tenido en los últimos años.

## **1.7 Métodos de evaluación de la calidad del agua mediante macroinvertebrados**

Existen métodos de evaluación de la calidad de las aguas de ecosistemas lóticos basados en macroinvertebrados que por la sencillez y rapidez de su utilización, y el escaso nivel de conocimientos previos que requieren, así como por la fiabilidad de sus resultados los hace idóneos para la vigilancia rutinaria de ecosistemas lóticos (Ladrera, Rieradevall, & Prat, 2013).

### **1.7.1 Índices unimétricos**

La manera más simple de evaluar la calidad biológica es mediante un valor que mida una característica clave de la comunidad que responda de forma clara a la perturbación que nos interesa caracterizar, por ejemplo la riqueza específica (Domínguez & Fernández, 2009). La más simple de ellas es el número de taxones, que en principio se reduce con la frecuencia o intensidad de las perturbaciones, ya

sean de contaminación o por destrucción del hábitat (Ladrera, Rieradevall, & Prat, 2013). Otra métrica usada de forma habitual es el número de taxones de algunos grupos de organismos acuáticos seleccionados (en este caso a nivel de género habitualmente, pero también de familia) por ejemplo el total de familias de efemerópteros, plecópteros o tricópteros (o el porcentaje de individuos de cada uno de estos tres ordenes). Estos ordenes se caracterizan por tener taxones que suelen ser intolerantes a la contaminación por lo que su número global disminuye con el aumento de esta, aunque no todos responden de igual manera (Domínguez & Fernández, 2009). El problema de las métricas simples es que en muchas ocasiones su variación no es clara. Cuando las perturbaciones son fuertes su respuesta muestra indefectiblemente la alteración de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados; pero cuando las perturbaciones son de baja intensidad o frecuencia puede que no se aprecien cambios en los valores de las métricas, lo mismo ocurre con determinadas perturbaciones a las que estos índices unimétricos no son sensibles (Ladrera, Rieradevall, & Prat, 2013). Por ejemplo, la presencia de metales pesados en concentraciones medias puede no alterar de forma importante el número de especies ya que especies intolerantes pueden ser sustituidas por otras más tolerantes, igualando el número (Domínguez & Fernández, 2009). En las zonas medias o bajas de los ríos o en ríos temporales donde algunos ordenes son menos importantes (como los plecópteros o los efemerópteros) el uso de métricas como EPT puede no ser adecuado (Jun, Won, Lee, Kong, & Hwang, 2012).

### **1.7.2 Índices bióticos**

Los índices bióticos son una de las maneras más comunes de establecer la calidad biológica de los ríos (Domínguez & Fernández, 2009). Se suelen expresar en forma de un valor numérico único que sintetiza las características de todas las especies presentes (Ladrera, Rieradevall, & Prat, 2013). Habitualmente consisten en la combinación de dos o tres propiedades de la asociación: la riqueza de taxones y la tolerancia/intolerancia a la contaminación para los índices cualitativos, y estos junto a la abundancia (absoluta o relativa) para los índices cuantitativos (Domínguez & Fernández, 2009). El índice biótico más antiguo y conocido es el índice de los saprobios en el que se combina la presencia, la abundancia y el grado de

intolerancia a la contaminación de los organismos acuáticos reconocidos a nivel de especie (Ladrera, Rieradevall, & Prat, 2013). Este índice usa no solo los macroinvertebrados sino toda la comunidad de organismos acuáticos y el valor de tolerancia de las diferentes especies a la contaminación se llama valor de saprobiedad (que va de oligosaprobio a polisaprobio) (Domínguez & Fernández, 2009). Se diseñó originalmente para centro Europa con el objetivo de evaluar la contaminación orgánica y la falta de oxígeno disuelto en el agua, y no responde a otras perturbaciones (Ladrera, Rieradevall, & Prat, 2013); de todos modos, la formulación del índice ha servido como base para el diseño de otros, como los basados en diatomeas o en macrofitas (Martinez, 2010). Asimismo, se debe mantener precaución en aplicar estos índices para evaluar condiciones de perturbación diferentes para las que fueron diseñados (contaminación orgánica) ya que las tolerancias de los grupos suelen ser diferentes e incluso desconocidas. En este sentido, la determinación de los niveles de tolerancia de las familias ha sido principalmente realizada con base en la experiencia previa de los expertos más que a un estudio detallado de sus umbrales de adaptación a las variables abióticas críticas (Domínguez & Fernández, 2009).

### **1.7.3 Índices multimétricos**

Los índices multimétricos se llaman así porque combinan en una puntuación final el valor independiente de diversas métricas que pueden ser métricas simples o índices bióticos (Prat et al., 2009). La combinación de métricas es característica de cada índice y se suele adaptar para cada región o incluso para subcuencas de un mismo río (Domínguez & Fernández, 2009); la forma de construir el índice puede ser muy variada con dos estrategias principales, la de los índices de Integridad Biótica (IBI) y la de aquellos que combinan varias métricas de forma específica dándoles pesos diferentes (que serían los que se llaman multimétricos de forma más genuina) (Prat et al., 2009); para ello, una vez recogidas las muestras y dependiendo de si los datos obtenidos son cuantitativos o cualitativos, se procede al cálculo de las métricas correspondientes, estas serían las métricas candidatas a utilizar en el índice final (Domínguez & Fernández, 2009). En esta aproximación es necesario tener unas estaciones de referencia para poder conocer cuál es el valor de la

métrica en ausencia de perturbaciones y puntos de estudio de grado diverso de degradación (Segnini, 2003). Con estos datos se suele establecer una correlación entre métricas y los datos ambientales recolectados (con las transformaciones correspondientes de las variables para obtener correlaciones lineales) (Domínguez & Fernández, 2009). Solo las métricas que se correlacionan bien con los cambios ambientales se utilizan para el índice final (Prat et al., 2009). Actualmente más que el valor absoluto de la métrica se utilizan el valor relativo frente a la condición de referencia (con lo cual el valor varía entre 0 y 1) (Domínguez & Fernández, 2009). El método puede ser más o menos complejo dando diferentes valores de probabilidad a cada una de las métricas, por lo que se les proporciona un peso diferente en el valor final del índice, resultado de la explicación de la varianza total de los datos ambientales que proporciona cada una de las métricas (Ladrera, Rieradevall, & Prat, 2013).

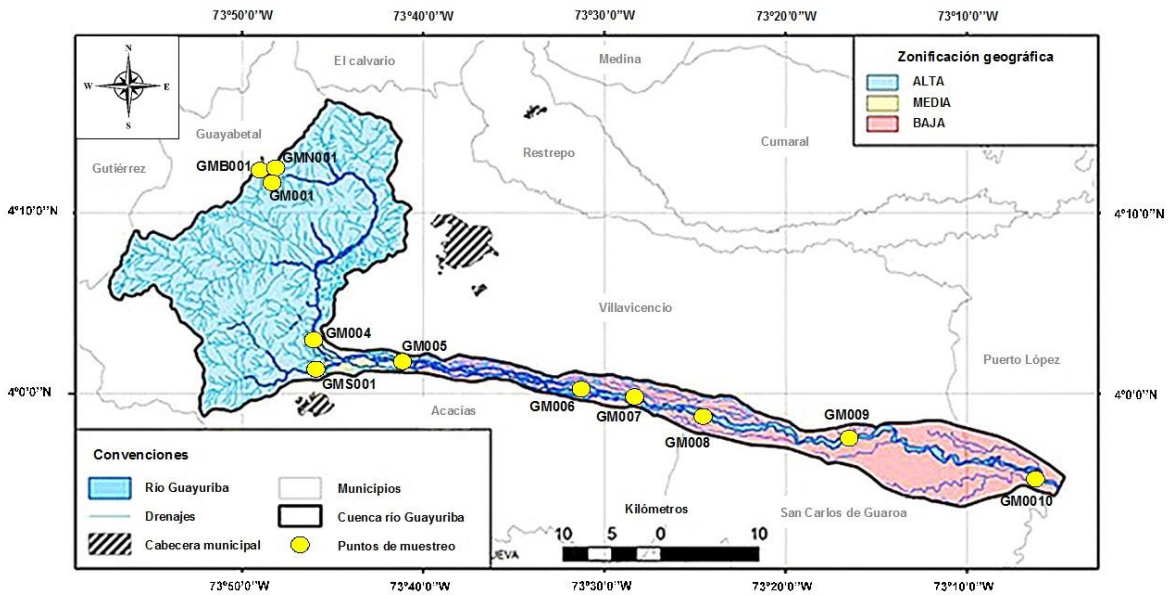
## II. MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1 Área de estudio

La cuenca del río Guayuriba inicia en la zona de confluencia del río Blanco y el río Negro, en el sector del casco urbano del municipio de Guayabetal (Cundinamarca) en las coordenadas 1.020.419 E y 956.895 N, hasta la desembocadura de la corriente del río Metica en las coordenadas 1.109.118 E y 924.096 N, en inmediaciones del sector de Pajure, en los municipios de Villavicencio, San Carlos de Guaroa y Puerto López (Meta); esta cuenca hidrográfica limita al norte con los municipios de Guayabetal y Quetame del departamento de Cundinamarca, al nororiente y norte con el municipio de Villavicencio, al oriente con el municipio de Puerto López, al sur con los municipios de San Carlos de Guaroa y Acacías, al suroccidente y occidente también con el municipio de Acacías y al noroccidente con el municipio de Gutiérrez (Cundinamarca); este cauce sirve de límite territorial entre los municipios de Acacías, Villavicencio, San Carlos de Guaroa y Puerto López en el departamento del Meta (Torres et al., 2015).

Según la clasificación definida en el POMCH (plan de ordenamiento y manejo de las cuencas hidrográficas) en esta cuenca se pueden diferenciar tres zonas geográficas (Cormacarena, 2010):

- Zona alta: inicia en la confluencia de los ríos Blanco y Negro a 3700 m s.n.m., hasta el puente en la vía que de Villavicencio conduce a Acacías en la cota 525 m s.n.m. con coordenadas 1.034.734 E y 939.564 N; esta zona abarca el 63,05 % (47.950 ha) del área total de la cuenca.
- Zona media: va desde el sector donde termina la zona alta hasta la derivación del caño Chichimene, a una altura de 440 m.s.n.m., en las coordenadas 1.045.193 N 937.726 W con el 3,05 % (2.300 ha) de la cobertura del área total de la cuenca.
- Zona baja: está comprendida desde el sector donde termina la zona media hasta la confluencia con el río Metica, en Pajure, en las coordenadas 1.109.118 E y 924.096 N, en la cota 190 m.s.n.m., con un 33,9 % de cobertura y un área de 25.790 ha.



**Figura 1.** Zonificación geográfica y puntos de muestreo de la cuenca del río Guayuriba. Adaptado de Torres et al. (2015) mediante Arcgis (versión 10.5).

Respecto a la temperatura media mensual, los meses de enero, febrero y marzo son los de mayores temperaturas con valores de hasta 25 °C, mientras que junio y julio son los de menor temperatura con valores mínimos de 22,6 °C; esto se relaciona con la precipitación donde los meses más críticos donde los meses de mayor precipitación son mayo (526 mm) y junio (506 mm), con núcleos de alta precipitación en el sector de la quebrada Pipiral y el río Manzanares; la precipitación media anual de la cuenca es de 3,416 mm y la evaporación media anual es de 1,303 mm (Cormacarena, 2010).

La cuenca hidrográfica del río Guayuriba es de tamaño moderadamente grande, presenta forma oval oblonga en la zona alta y alargada en forma de canalón en la zona baja, con pendientes medias en la zona alta y planas en la zona baja. Está ubicada en un sector de materiales que presentan condición homogénea, granulación fina, resistentes a la erosión y con permeabilidad relativamente baja. Los drenajes de esta cuenca corren en todas las direcciones y es susceptible a la ocurrencia de crecientes súbita y repentina; la densidad del drenaje es buena y el tiempo de concentración o de evacuación de las aguas es alto (Torres et al., 2015). Según Cormacarena (2010), la cuenca hidrográfica del Guayuriba tiene un área

aproximada de 113250 ha, de los cuales 49180 ha pertenecen al municipio de Villavicencio, 43810 ha al municipio de Acacías, 16070 ha al municipio de San Carlos de Guaroa y 4200 ha al municipio de Puerto López, con una longitud estimada del cauce de 118,1 km (Torres et al., 2015).

De acuerdo a Torres et al. (2015), la población total de la cuenca del río Guayuriba es de 13132 habitantes, y la forma de manejo de las aguas residuales va en la siguiente proporción:

- Pozo séptico: el 58% de las veredas se utiliza este sistema para el manejo de aguas negras. Tienen, en promedio, un tamaño de 2 x 2 metros, sin cobertura y sin un tratamiento adicional.
- Potreros: el 20% de las veredas, especialmente en la zona de la cuenca, hacen el vertimiento de las aguas residuales a los potreros directamente, sin ningún tratamiento
- Alcantarillado: Solo el 13% de las veredas cuenta con red de alcantarillado, y solo en el municipio de Acacias existe una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR), motivo por el cual se terminan contaminando las fuentes hídricas a las cuales llegan los vertimientos.
- Afluentes hídricos: El 9% de las veredas hacen el vertimiento de las aguas residuales directamente a las fuentes hídricas, contaminándolas y elevando sus niveles de materia orgánica.

## **2.2 Metodología de campo**

La determinación de los puntos de muestreo, material biológico, parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos, corresponden al marco del proyecto “Identificación de alternativas de manejo ambiental de los ríos Guayuriba, Ocoa y caños Quenane y Quenanito de la cuenca alta del río Meta, basado en estrategias educativas, investigativas y de proyección social” del convenio marco de colaboración No. 5211592 suscrito entre la universidad de los Llanos y Ecopetrol 2012 - 2015.



### 2.2.1 Puntos de muestreo

Para establecer los puntos de muestreo se tomó como criterio principal el tipo de uso del agua y las actividades generadoras de vertimientos, también se consideró la accesibilidad; para ello inicialmente se tomó en cuenta información de la comunidad y la suministrada por las dos autoridades ambientales de la zona: Corporinoquia, en la zona correspondiente al municipio de Guayabetal y de Cormacarena en el área de jurisdicción de los municipios de Acacías, Villavicencio, San Carlos de Guaroa y Puerto López; posteriormente se realizaron salidas de campo, en las cuales se visitaron los diferentes puntos donde se tuvo certeza o presunción de una captación de agua o de vertimientos líquidos de cualquier índole (CAM, 2003); si el punto tuvo efectivamente una captación o un vertimiento se geoposicionó y se consignaron las coordenadas geográficas, junto con la altura (Tabla 1).

### 2.2.2 Fechas de muestreo

En la tabla 2 se presentan las fechas en las que se realizaron las dos campañas de muestreo en el río Guayuriba.

**Tabla 2.** Fechas de las campañas de muestreo realizadas en la cuenca del río Guayuriba.

Periodo hidrológico	Fechas de muestreo
Aguas descendentes	20 de octubre de 2014 al 10 de noviembre de 2014
Aguas bajas	10 de febrero de 2015 al 18 de febrero de 2015

**Tabla 1.** Puntos de muestreo del río Guayuriba.

Código	Nombre del punto de muestreo	Actividad antrópica asociada	Altitud m.s.n.m	Latitud (N)	Longitud (W)
GMB001	Río Blanco antes de confluir con el río Negro	Referencia, no hay presencia de actividades antrópicas.	916	4°12'30,137"	73°48'59,719"
GMN001	Río Negro antes de confluir con el río Blanco	Trae vertimientos del alcantarillado de Cáqueza, Fόμεque, Choachí, Ubaque, Chipaque y Fosca.	933	4°12'34,743"	73°48'48,645"
GM001	Posterior a la confluencia del río Blanco con el río Negro	Anterior al punto estan ubicadas piscinas para sedimentación del material extraído. Además de aguas de vertimientos de asentamientos humanos. Vertimientos de actividad asociados a la producción porcícola y avícola.	918	4°12'15,568"	73°48'36,107"
GM004	Río Guayuriba en el puente antiguo vía Acacias	Trae vertimientos de asentamientos humanos, piscícolas, porcícolas, avícolas, cultivos de cacao, industria minera (vertimientos difusos de construcción de túneles) y vertimientos difusos de lavaderos de camiones y descargas del centro penitenciario de la zona. Allí hay actividades de extracción de material de arrastre.	553	4°3'4,831"	73°45'56,655"
GMS001	Río Sardinata antes de confluir al río Guayuriba	Trae residuos de vertimientos de la cárcel de Acacias y vertimiento de actividades agropecuarias y de viviendas en la zona.	545	4°1'12,92"	73°46'11,366"
GM005	Posterior a la desembocadura del río Sardinata al río Guayuriba	Trae vertimientos de asentamientos humanos, piscinas para sedimentación del material extraído y vertimientos de actividad asociados a la producción porcícola, avícola y piscícola.	452	4°1'52,368"	73°41'31,07"
GM006	Arriba del vertimiento de Castilla	Trae vertimientos de asentamientos humanos.	334	4°0'1,822"	73°30'2,031"
GM007	Entre el vertimiento Castilla y el vertimiento Suria	Trae vertimientos de actividades de extracción de material de arrastre y aguas fósiles, asociadas a actividades de explotación de hidrocarburos de la estación de Castilla. Vertimientos difusos asociados a cultivos de palma africana	313	3°59'36,244"	73°28'14,26"
GM008	Abajo del vertimiento Suria	Trae vertimientos de actividades de extracción de material de arrastre y aguas fósiles asociadas a actividades de explotación de hidrocarburos de la estación de Suria. Vertimientos difusos asociados a cultivos de palma africana.	296	3°59'18,908"	73°26'22,677"
GM009	Sector puente El Palmar	Trae vertimientos de asentamientos humanos, extractora de material del río. Vertimientos difusos asociados a cultivos de palma africana, papaya, arroz y plátano.	228	3°57'29,309"	73°16'15,324"
GM010	Bocas del río Guayuriba	Sector con intensa actividad pesquera, con vertimientos de cultivos de palma y de asentamientos humanos.	187	3°54'58,156"	73°5'55,432"

### **2.2.3 Medición de parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos del agua**

Para cada uno de los puntos de muestreo se midieron *in situ* 7 variables con equipos calibrados: pH, oxígeno disuelto (ppm), porcentaje de saturación de oxígeno (% SAT. O<sub>2</sub>), temperatura (°C), conductividad eléctrica (μS/cm), caudal (m<sup>3</sup>/s) y altura (msnm); y *ex situ* 12 parámetros determinados en un laboratorio certificado: amonio, salinidad (ppm), bicarbonatos, DQO (mgO<sub>2</sub>/L), DBO<sub>5</sub> (mgO<sub>2</sub>/L), fósforo total (mg/LP), hierro total (mg/LFe), sólidos totales disueltos (ppm STD), sulfatos (mg/LSO<sub>4</sub>), turbidez (UNT), tensoactivos aniónicos (mg/LSAAM) y zinc (mg/LZn); y 2 parámetros bacteriológicos: coliformes fecales (UFC/100ml) y coliformes totales (UFC/100ml) (CAM, 2003).

### **2.2.4 Colecta de especímenes**

En cada punto de muestreo se estableció una franja de 100 metros de longitud, la cual representó los tipos de hábitats más frecuentes en el curso de agua (CHE - Confederación Hidrográfica del Ebro, 2005). La toma de muestras se realizó en sentido contrario a la dirección del movimiento de la corriente de agua para disminuir la perturbación sobre el ambiente acuático y alterar el muestreo (Roldán & Ramírez, 2008). Para la colecta de los especímenes se empleó una red Surber (250 μm de luz de malla) que se colocó parcialmente sumergida sobre el área seleccionada en contracorriente (Maroñas, Marzoratti, Vilches, Legarralde & Darrigran, 2010) donde se removió el sustrato durante tres minutos. En cada punto de muestreo se tomó un total de 7 muestras que se depositaron en recipientes plásticos de 500ml rotulados y conservadas en alcohol (70%). Adicionalmente se incluyó una muestra cualitativa por punto de muestreo realizando colecta manual (Domínguez & Fernández, 2009).

### **2.3 Metodología de laboratorio**

Se separaron los macroinvertebrados del material inorgánico de la muestra; con ayuda de un estereoscopio Olympus de 0.8 a 4.5X de aumento se identificaron los macroinvertebrados a nivel taxonómico de familia. Posteriormente fueron almacenados en tubos ependorf, con alcohol al 70% y debidamente etiquetados. La identificación de los especímenes se realizó con base a las claves taxonómicas de Domínguez et al., (2009), Rivera, Pinilla, & Camacho (2013), Chará, Pedraza, &

Giraldo (2010) y consultas a especialistas para confirmar la identificación.

## **2.4 Análisis y procesamiento de datos**

Todos los análisis estadísticos se realizaron mediante el programa estadístico RWizard (versión 2.3), que es una versión activa de la comunidad R, el cual es un software de análisis de datos de código abierto y que actualmente es uno de los más eficientes e innovadores para la ciencia (R Development Core Team, 2016).

## **2.5 Desarrollo del índice multimétrico**

### **2.5.1 Determinación del gradiente de estrés**

El gradiente de estrés representa a las variables fisicoquímicas que causan o pueden causar daños biológicos y que explican perturbaciones en las características de la comunidad lótica (anexo 2); para determinar el gradiente de estrés se hizo una modificación de la metodología propuesta por Carvacho (2012); en primera instancia la totalidad de las variables fisicoquímicas medidas en todas las localidades de muestreo fueron estandarizadas para que los datos sean comparables (anexo 3), a continuación se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) previa exclusión de variables no correlacionadas mediante el Factor de Inflación de Varianza ( $VIF \leq 10$ ); el primer eje fue seleccionado como el gradiente de estrés, siendo este eje el componente que explicó el mayor porcentaje de varianza del ACP.

### **2.5.2 Selección de métricas biológicas**

Inicialmente se realizó una modificación a la propuesta de Prat et al. (2009) para determinar las diferentes métricas biológicas indicadoras de calidad ecológica de ecosistemas lóticos (Tabla 3); a continuación, para determinar cuáles se correlacionaban mejor con el gradiente de estrés, se utilizó la metodología propuesta por Carvacho (2012); para ello se realizó una correlación de Pearson entre el gradiente de estrés y las métricas biológicas y se seleccionaron aquellas métricas biológicas que presentaron una correlación elevada (Pearson  $r \geq 0,6$ ); posteriormente con el objeto de minimizar la redundancia y simplificar la información obtenida de los análisis estadísticos se realizó una correlación de Pearson entre las métricas biológicas seleccionadas anteriormente, excluyendo aquellas métricas

biológicas altamente correlacionadas entre sí (Pearson  $r \geq 0,8$ ). Finalmente, a cada métrica seleccionada bajo los criterios anteriormente descritos se le determinó la Eficiencia Discriminativa (ED), la cual es una medida muy importante para la selección de las métricas finales que constituyeron el índice multimétrico, ya que permite discriminar entre sitios de referencia e impactados (González & Córdoba, 2017). La ED se calculó utilizando la fórmula:

ED =  $100 \cdot a/b$ ; Donde:

a= Número de puntos de muestreo que posean valores inferiores al cuartil 1 respecto a la métrica seleccionada (métricas que disminuyen con el gradiente de estrés).

a= Número de puntos de muestreo que posean valores superiores al cuartil 3 respecto a la métrica seleccionada (métricas que incrementan con el gradiente de estrés).

b= Número de puntos de muestreo con intervención antrópica (Tabla 1).

**Tabla 3.** Principales métricas biológicas indicadoras de calidad ecológica de ecosistemas lóticos.

<b>Diversidad:</b>	<b>Abundancia</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>· Número efectivo de familias de orden 0</li> <li>· Número efectivo de familias de orden 1</li> <li>· Número efectivo de familias de orden 2</li> </ul>	<p><b>Composición</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>· %EPT</li> <li>· %Chironomidae</li> <li>· %Ephemeroptera</li> <li>· %Plecoptera</li> <li>· %Trichoptera</li> <li>· %Coleoptera</li> <li>· %Odonata</li> <li>· %Diptera</li> </ul>
<p><b>Rasgos biológicos</b></p> <p>Características tróficas</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>· %Colectores</li> <li>· %Detritívoros</li> <li>· %Filtradores</li> <li>· %Predadores</li> <li>· %Raspador</li> </ul>	<p><b>Valor óptimo</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>· EPT</li> <li>· Chironomidae</li> <li>· Ephemeroptera</li> <li>· Trichoptera</li> <li>· Coleoptera</li> <li>· Diptera</li> </ul>
<p>Movilidad</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>· %Andador</li> <li>· %Fijo al sustrato</li> <li>· %Nadador</li> <li>· %Reptador</li> </ul>	

A continuación se describe la forma de calcular las métricas biológicas indicadoras de calidad ecológica de ecosistemas lóticos:

- La diversidad se calculó mediante “los números de diversidad de Hill”, que se aplicaron al nivel taxonómico de familia, se utilizó la aplicación Microsoft Excel (2013) para el cálculo de las siguientes fórmulas (Sonco, 2013):

- Número efectivo de familias de orden 0:

$$N_0 = S$$

Donde:

S = número de familias

- Número efectivo de familias de orden 1:

$$N_1 = e^{H'}$$

Donde:

e: exponencial

H': Valor Índice de Shannon

$$H' = - \sum p_i * \text{Log}_2 p_i$$

Donde:

$$p_i = n_i/N$$

Siendo:

$n_i$  = Número de organismos de una determinada familia

N = Número total de organismos.

- Número efectivo de familias de orden 2:

$$N_2 = 1/S_i$$

Donde:

$S_i$  = índice de Simpson

$$S_i = \sum n^2/N^2$$

$n^2$  = Número de organismos de una determinada familia

$N^2$  = Número total de organismos.

- Para la determinación de rasgos biológicos de los macroinvertebrados (características tróficas y movilidad) se elaboró la tabla del anexo 1, que se basó en los criterios de Domínguez & Fernández (2009), Rivera, Pinilla, &

Camacho (2013), Chará, Pedraza, & Giraldo (2010), Hamada, Nessimian, & Barbosa (2014), Tomanova, Goitia, & Helesic (2006), Rueda & Hernández (2009).

- El valor óptimo representa el valor más probable que toma una variable ambiental en presencia de un taxón determinado, en este caso el nivel taxonómico de familia, y se calculó para cada una mediante la siguiente fórmula (Correa, 2000):

$$V_{op} = n_i * Ge / N$$

Donde:

$n_i$  = número de organismos de una determinada familia en el punto de muestreo

$Ge$  = Valor medido del gradiente de estrés en el punto de muestreo.

$N$  = Número total de organismos de todas las familias en el punto de muestreo

### 2.5.3 Diseño del índice multimétrico

Mediante la metodología propuesta por Gonzáles & Córdoba (2017) se procedió a realizar las categorizaciones de la calidad ecológica del río Guayuriba; para ello los valores de las métricas biológicas seleccionadas se estandarizaron entre 0 a 100 (anexo 6), previa ponderación con el peso asignado anteriormente por el gradiente de estrés; posteriormente se establecieron 5 categorías de calidad ecológica del agua de acuerdo a la Tabla 4.

**Tabla 4.** Categorías de calidad ecológica del agua

Rango	Calidad	Color
> percentil 80	Excelente	Azul
> percentil 60 - ≤ percentil 80	Buena	Verde
> percentil 40 - ≤ percentil 60	Moderada	Amarillo
> percentil 20 - ≤ percentil 40	Mala	Naranja
≤ percentil 20	Pésima	Rojo

La información de las métricas biológicas seleccionadas (anexo 7) se integró en un único valor o índice; sin embargo, los valores de diferentes métricas biológicas se expresan en unidades diferentes, por lo que se hizo necesario normalizar o igualar sus unidades para poder construir el índice. La normalización implicó que todas las métricas biológicas seleccionadas tengan la misma importancia (Carvacho, 2012). En el caso de las métricas biológicas seleccionadas en las que se espera un decrecimiento frente al gradiente de estrés se utilizó la fórmula (González & Córdoba, 2017):

$$\text{Score} = (100 * (X/(X95 - Xmin)))$$

Donde:

X = valor de la métrica

X95 = valor del percentil 95

Xmin = valor mínimo registrado

Para las métricas en las que se espera un incremento frente al gradiente de estrés se utilizó la fórmula (González & Córdoba, 2017):

$$\text{Score} = (100 * ((Xmax - X)/(Xmax - X5)))$$

Donde:

X = valor de la métrica

X5 = valor del percentil 5

Xmax = valor máximo registrado

Para calcular el puntaje final del índice, se promedió mediante la siguiente fórmula (Carvacho, 2012):

$$\text{Valor del índice} = ((\text{Score1} + \text{Score2} + \dots + \text{Score n})/N)$$

Donde:

Score 1,2...n = valor obtenido para cada métrica;

N = número total de métricas calculadas que incorpora el índice

Finalmente al valor obtenido se le asignó una calidad de acuerdo a la tabla 4 (González & Córdoba, 2017).



## 2.6 Validación del índice multimétrico

Para la validación del índice desarrollado se comparó con los índices más usados para la determinación de la calidad de agua de ecosistemas lóticos (anexo 8): ICA, ICOMO, EPT, BMWP/col, ASPT (Álvarez, 2005).

Para poder comparar éstos índices, los valores de calidad fueron normalizados en valores de rango 0 a 1 (anexo 9), mediante el cálculo de la EQR (Relación de Calidad Ecológica) (Carvacho, 2012):

$$EQR = V_0/V_r$$

Dónde:

$V_0$  = Valor del índice en un punto de muestreo determinado.

$V_r$  = Valor del índice obtenido del promedio de los puntos de muestreo.

Luego considerando que la relación entre los valores de cada índice y el gradiente de estrés es lineal, se utilizaron regresiones lineales para analizar la respuesta de todos los índices de calidad con el gradiente de estrés, para finalmente determinar mediante el valor del coeficiente de regresión ajustado  $R^2$ , cuál de éstos índices presenta la mejor respuesta frente al gradiente de estrés en el río Guayuriba (Forero et al., 2014).

A continuación se describe la metodología para determinar los diferentes índices que se usaron para la validación del índice multimétrico desarrollado para el río Guayuriba:

**ICA** (Índice de calidad de agua): Se determinó a partir de nueve parámetros: oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, nitrógeno total, fósforo total, sólidos totales, turbiedad, coliformes fecales, pH y temperatura; a los cuales se les asigna un valor que se extrae de la gráfica de calidad respectiva, que está en un rango de 0 - 100. El ICA se calculó como la sumatoria de los valores de calidad de cada variable, multiplicando cada uno de los nueve parámetros y elevándolos a un valor atribuido en función de la importancia del parámetro, así (Cruz & Torres, 2009):

$$ICA = \sum_{i=1}^n C_i^{w_i}$$

Donde:

ICA = Índice de Calidad del Agua, que genera un número entre 0 - 100

C<sub>i</sub> = Calidad del iésimo valor entre 0 - 100, obtenido del respectivo gráfico de calidad, en función de su concentración o medida,

w<sub>i</sub> = valor ponderado correspondiente al i-ésimo parámetro, atribuido en función de la importancia de ese parámetro para la conformación global de la calidad, representado por un valor entre 0 - 1. La sumatoria de valores w<sub>i</sub> es igual a 1, siendo i el número de parámetros que se incluyen en el cálculo. La relación entre el valor del ICA calculado y la clasificación del agua se presenta en la (Tabla 5) (Fernández, 2013).

**Tabla 5.** Rangos de la condición del sistema propuestos para ICA (Fernández, 2013)

Intervalo	Calidad
91 -100	Óptima
71 - 90	Buena
51 - 70	Dudosa
26 - 50	Inadecuada
0 - 26	Pésima

**ICOMO** (Índice de contaminación por materia orgánica): Se basa en el porcentaje de saturación de oxígeno, la cantidad de coliformes totales y la DBO<sub>5</sub>. Estas variables indican la respuesta o capacidad ambiental del ecosistema ante este tipo de contaminación orgánica. El ICOMO se expresa como (Fernández, 2013):

$$ICOMO = 1/3 (I_{DBO} + I_{COT} + I_o)$$

Donde:

$I_{DBO}$  = Índice de  $DBO_5$

$$I_{DBO} = -0,05 + 0,70 \text{ Log}_{10} DBO_5(\text{mg/l})$$

Para  $DBO_5 > 30 \text{ mg/l}$ ,  $I_{DBO} = 1$ ;

Para  $DBO_5 < 2 \text{ mg/l}$   $I_{DBO} = 0$

$I_{COT}$  = índice para las coliformes totales

$$I_{COT} = -1,44 + 0,56 \text{ Log}_{10} COT(\text{NMP}/100\text{ml})$$

Para  $COT > 20 \text{ NMP}/100\text{ml}$ ,  $I_{COT} = 1$ ;

Para  $COT < 500 \text{ NMP}/100 \text{ ml}$ ,  $I_{COT} = 0$

$I_{OXÍGENO}$  = porcentaje de oxígeno

$$I_{O\%} = 1,00 - 0,01 O\%$$

Para  $O\% > 100 \%$ , entonces  $I_{O\%} = 0$

Una vez hecho el cálculo del ICOMO se comparó el resultado con los rangos propuestos para el índice (Tabla 6), a fin de clasificar la condición del sistema (Fernández, 2013).

**Tabla 6.** Rangos de la condición del sistema propuestos para ICOMO (Fernández, 2013)

Rango	Concentración de materia orgánica	Calidad
0.0 - 0,2	Muy baja	Muy buena
0,2 - 0,4	Baja	Buena
0,4 - 0,6	Media	Media
0,6 - 0,8	Alta	Mala
0,8 - 1,0	Muy alta	Pésima

**Índice EPT:** Este análisis se hizo mediante el uso de tres grupos de macroinvertebrados que son indicadores de la calidad del agua porque son más sensibles a los contaminantes. Estos grupos son: Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera; el índice EPT se expresa como (Carrera & Fierro, 2001):

$$I_{EPT} = \frac{\text{Número de organismos EPT} \times 100}{\text{Número total de organismos}}$$

Una vez hecho el cálculo del índice EPT se comparó el resultado con los rangos propuestos para el índice, a fin de clasificar la condición del sistema (Carrera & Fierro, 2001) (Tabla 7).

### **Índice BMWP/Col:**

El índice BMWP/Col se basa en la valoración de los diferentes grupos de macroinvertebrados que se encuentran en una muestra (Roldán, 2016). Para poder aplicar este índice se necesitó haber identificado los macroinvertebrados hasta nivel de familia (Prat et al., 2009). Cada familia de macroinvertebrados posee un grado de sensibilidad cuyo rango está entre 1 y 10 (Tabla 8) (Álvarez, 2005). El 10 indica el grupo más sensible, la presencia de muchos organismos con valor 10 indica que el ecosistema lótico tiene aguas limpias y si por el contrario solo se encuentran organismos resistentes con valores bajos, esto indica que el río tiene aguas contaminadas (Roldán, 2016). Por lo tanto, este es un índice de sensibilidad (Yungán, 2010). Para obtener un valor BMWP/Col. para cada sitio se sumó el valor de cada grupo y se obtuvo un total (Tabla 9) (Álvarez, 2005).

**Tabla 7.** Clasificación de la calidad de aguas índice EPT (Álvarez, 2005).

<b>Intervalo</b>	<b>Calidad</b>
75 -100%	Muy buena
50- 74%	Buena
25 – 49%	Regular
0 – 24%	Mala

**Tabla 8.** Puntaje de las familias de macroinvertebrados acuáticos para el índice BMWP/Col. de acuerdo a los valores originales de BMWP y ajustados por Álvarez (2005).

<b>Familia</b>	<b>Puntaje</b>
Anomalopsychidae, Atriptectididae, Blephariceridae, Ptilodactylidae, Chordodidae, Griptopterygidae, Lampyridae, Odontoceridae, Perlidae, Polymitarcyidae, Polythoridae, Psephenidae	<b>10</b>
Coryphoridae, Ephemeroidea, Euthyplociidae, Gomphidae, Hydrobiosidae, Leptophlebiidae, Limnephilidae, Oligoneuriidae, Philopotamidae, Platystictidae, Polycentropodidae, Xiphocentronidae	<b>9</b>
Atyidae, Calamoceratidae, Hebridae, Helicopsychidae, Hydraenidae, Hydroptilidae, Leptoceridae, Naucoridae, Palaemonidae, Pseudothelphusidae, Trichodactylidae, Saldidae, Sialidae, Sphaeriidae	<b>8</b>
Ancylidae, Baetidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Crambidae, Dictyadidae, Dixidae, Elmidae, Glossosomatidae, Hyaellidae, Hydrobiidae, Hydropsychidae, Leptohiphidae, Lestidae, Ochteridae, Pyralidae	<b>7</b>
Aeshnidae, Ampullariidae, Caenidae, Corydalidae, Dryopidae, Dugesidae, Hyriidae, Hydrochidae, Limnichidae, Lutrochidae, Lymnaeidae, Megapodagrionidae, Mycetopodidae, Pleidae, Staphylinidae	<b>6</b>
Ceratopogonidae, Corixidae, Gelastocoridae, Gyrinidae, Libellulidae, Mesoveliidae, Nepidae, Notonectidae, Planorbidae, Simuliidae, Tabanidae, Thiaridae	<b>5</b>
Belostomatidae, Chrysomelidae, Curculionidae, Ephydriidae, Glossiphoniidae, Haliplidae, Hydridae, Muscidae, Scirtidae, Empididae, Dolichopodidae, Hydrometridae, Noteridae, Sciomyzidae	<b>4</b>
Chaoboridae, Cyclobdellidae, Hydrophilidae, Physidae, Stratiomyidae, Tipulidae	<b>3</b>
Chironomidae, Isotomidae, Culicidae, Psychodidae, Syrphidae	<b>2</b>
Haplotaxida, Tubificidae	<b>1</b>

**Tabla 9.** Clasificación de las aguas, significado ecológico de acuerdo al índice BMWP/Col. y colores para representaciones cartográficas (Álvarez, 2005).

Clase	Calidad	Valor	Significado	Color
I.	"Muy buena"	101- >150	Agua muy limpias a limpias	Azul
II.	"Aceptable"	61-100	Son evidentes algunos efectos de contaminación	Verde
III.	"Dudosa"	36-60	Aguas contaminadas	Amarillo
IV.	"Crítica"	16-35	Aguas muy contaminadas	Naranja
V.	"Muy crítica"	< 15	Aguas fuertemente contaminadas	Rojo

### Índice ASPT

El índice ASPT (Average Score Per Taxon) es el resultado de dividir el valor del índice BMWP/Col entre el número de taxones que contribuyen a obtener dicho valor, así valores altos del ASPT reflejan la presencia de taxones de elevado valor y viceversa, con lo que estaremos en condiciones de reconocer los lugares en los que los valores del BMWP para una determinada clase de calidad no deben considerarse como absolutos (Álvarez, 2005), puesto que el ASPT informa de la presencia o proporción de taxones de una calidad diferente (Tabla 10), que puede ser superior o inferior a la reflejada por el valor del índice (Rueda & Tapia, 1998).

**Tabla 10.** Clasificación de las aguas, significado ecológico de acuerdo al índice ASPT y colores para representaciones cartográficas (Álvarez, 2005).

Clase	Calidad	Valor	Significado	Color
I.	"Buena"	>8 – 10	Agua muy limpias a limpias	Azul
II.	"Aceptable"	>6.5 – 8	Aguas ligeramente contaminadas	Verde
III.	"Dudosa"	>4-5 - 6.5	Aguas moderadamente contaminadas	Amarillo
IV.	"Crítica"	>3 - 4.5	Aguas muy contaminadas	Naranja
V.	"Muy crítica"	≥1 – 3	Aguas fuertemente contaminadas	Rojo

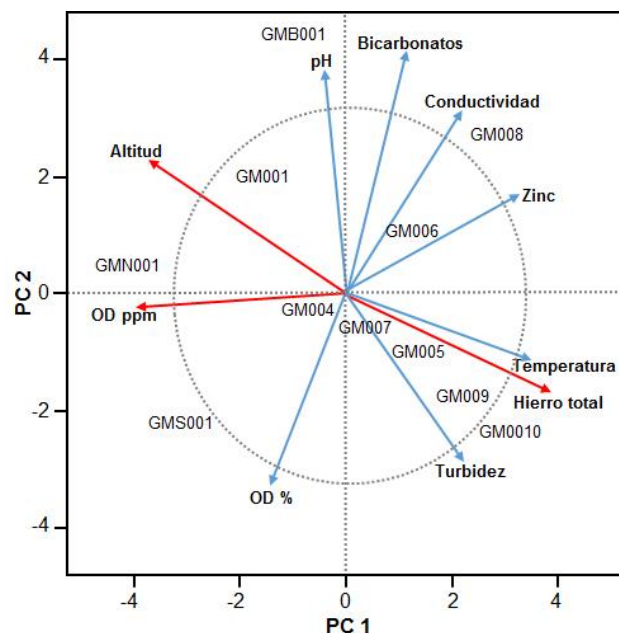
### III. RESULTADOS

#### 3.1 Determinación del gradiente de estrés

El Componente 1 explicó el 65,5% de la varianza acumulada (Tabla 11); por ello, fue seleccionado como el gradiente de estrés del río Guayuriba, y estuvo representado por las variables fisicoquímicas: altitud, hierro y oxígeno disuelto; estas variables fueron seleccionadas debido a que presentaron las mayores ponderaciones, es decir, alta correlación con el gradiente de estrés. Se observa en el diagrama de ordenación que el punto de muestreo GMB001 presentó el valor más bajo del gradiente de estrés (Figura 2) y (Tabla 12), resultado esperado ya que corresponde al punto de referencia, es decir sin perturbación antrópica; es importante observar también que a medida que los puntos de muestreo se alejan del origen del río Guayuriba el gradiente de estrés es más alto.

**Tabla 11.** Ponderaciones para el Componente 1 del ACP

<b>ACP</b>	
Componente 1 = 0,655	
<b>Variables fisicoquímicas</b>	<b>Ponderación</b>
Altitud	0,411
Hierro total mg/Lfe	0,345
Oxígeno Disuelto ppm	0,329



**Figura 2.** Distribución espacial del análisis de componentes principales

**Tabla 12.** Gradiente de estrés estandarizado en cada punto de muestreo

Puntos de muestreo	Altitud	Hierro total mg/Lfe	Oxígeno Disuelto ppm	Gradiente de estrés	Gradiente de estrés estandarizado
GMB001	0,977	0,000	1,000	0,268	0,000
GMN001	1,000	0,154	0,719	0,298	0,064
GM001	0,980	0,053	0,598	0,382	0,245
GM004	0,491	0,346	0,950	0,366	0,210
GMS001	0,480	0,231	0,983	0,399	0,282
GM005	0,355	1,000	0,534	0,333	0,139
GM006	0,197	0,406	0,497	0,615	0,750
GM007	0,169	0,206	0,537	0,682	0,896
GM008	0,146	0,551	0,059	0,730	1,000
GM009	0,056	0,716	0,339	0,618	0,757
GM010	0,000	0,826	0,000	0,715	0,967

### 3.2 Selección de métricas biológicas

De un total de 27 métricas calculadas para cada uno de los puntos de muestreo (anexo 4 y 5), únicamente 7 presentaron una correlación de Pearson  $r \geq 0,6$  con el gradiente de estrés; las métricas altamente correlacionadas entre sí ( $r \geq 0,8$ ) también fueron excluidas, para simplificar lo máximo posible el número a incluir en el índice multimétrico, seleccionando únicamente aquellas que proporcionan una mayor información de la comunidad bentónica. Finalmente mediante la evaluación de la ED se seleccionaron las métricas que constituyeron el índice multimétrico; de este modo, de las 7 métricas seleccionadas anteriormente se seleccionaron 5; NEF orden 2, %Raspador, %Nadador, tolerancia Ephemeroptera y tolerancia Trichoptera; las cuales fueron capaces de discriminar con una ED > 50% entre sitios de referencia y sitios impactados (Tabla 13).



**Tabla 13.** Métricas preseleccionadas y seleccionadas para la elaboración del índice multimétrico, presentando cada una de ellas su correlación con el gradiente de estrés, la respuesta esperada, su eficiencia discriminativa (ED) y la justificación para incluir o excluir la métrica.

Métricas biológicas	Correlación gradiente de estrés	ED	Respuesta	Justificación para incluir o excluir la métrica en el índice final
<b>Abundancia</b>	0,0		Incrementa	Correlación baja, $r \leq 0,6$
<b>Diversidad</b>	NEF orden 0		Decrece	Correlación baja, $r \leq 0,6$
	NEF orden 1		Decrece	Correlación baja, $r \leq 0,6$
	NEF orden 2*	70	Decrece	Correlación aceptable, $r \geq 0,6$ y $r \leq 0,8$ ; y ED aceptable
<b>Características tróficas</b>	%Colectores		Decrece	Correlación baja, $r \leq 0,6$
	%Detritívoros		Decrece	Correlación baja, $r \leq 0,6$
	%Filtradores		Incrementa	Correlación baja, $r \leq 0,6$
	%Predadores		Decrece	Correlación baja, $r \leq 0,6$
	%Raspador*	80	Incrementa	Correlación aceptable, $r \geq 0,6$ y $r \leq 0,8$ ; y ED aceptable
<b>Movilidad</b>	%Andador		Decrece	Correlación baja, $r \leq 0,6$
	%Fijo al sustrato		Decrece	Correlación baja, $r \leq 0,6$
	%Nadador*	70	Incrementa	Correlación aceptable, $r \geq 0,6$ y $r \leq 0,8$ ; y ED aceptable
	%Reptador		Incrementa	Correlación baja, $r \leq 0,6$
<b>Composición</b>	%EPT		Decrece	Correlación baja, $r \leq 0,6$
	%Chironomidae		Incrementa	Correlación baja, $r \leq 0,6$
	%Ephemeroptera		Decrece	Correlación baja, $r \leq 0,6$
	%Plecoptera		Decrece	Correlación baja, $r \leq 0,6$
	%Trichoptera		Decrece	Correlación baja, $r \leq 0,6$
	%Coleoptera		Decrece	Correlación baja, $r \leq 0,6$
	%Odonata		Decrece	Correlación baja, $r \leq 0,6$
	%Diptera		Incrementa	Correlación baja, $r \leq 0,6$
	EPT	0,9		Decrece
<b>Tolerancia</b>	Chironomidae	30	Incrementa	Correlación aceptable, $r \geq 0,6$ y $r \leq 0,8$ ; y ED no aceptable
	Ephemeroptera*	60	Decrece	Correlación aceptable, $r \geq 0,6$ y $r \leq 0,8$ ; y ED aceptable
	Trichoptera*	70	Decrece	Correlación aceptable, $r \geq 0,6$ y $r \leq 0,8$ ; y ED aceptable
	Coleoptera		Incrementa	Correlación baja, $r \leq 0,6$
	Diptera	30	Incrementa	Correlación aceptable, $r \geq 0,6$ y $r \leq 0,8$ ; y ED no aceptable

\*En color gris se destacan las métricas seleccionadas para la construcción del índice multimétrico.

### 3.3 Diseño del índice multimétrico

Utilizando las 5 métricas seleccionadas se desarrolló el índice multimétrico (anexo 6); cada una de estas métricas fue estandarizada considerando su respuesta frente al gradiente de estrés (Tabla 14), para poder obtener el valor final del índice en cada punto de muestreo.

**Tabla 14.** Índice multimétrico del río Guayuriba; percentiles (5 ó 95), valor mínimo o máximo y fórmula de estandarización final de cada una de las métricas seleccionadas según su respuesta al gradiente de estrés.

<b>Métricas que incrementan con el gradiente de estrés</b>	<b>Percentil 5</b>	<b>Valor máximo</b>	<b>Fórmula, X=valor de la métrica</b>
%Raspador	19	29	$100*((29-X)/10)$
%Nadador	12	43	$100*((43-X)/30)$
<b>Métricas que disminuyen con el gradiente de estrés</b>	<b>Percentil 95</b>	<b>Valor mínimo</b>	<b>Fórmula, X=valor de la métrica</b>
NEF orden 2	5,4	0,03	$100*(X/5,4)$
Tolerancia Ephemeroptera	0,3	0,10	$100*(X/0,2)$
Tolerancia Trichoptera	0,3	0,02	$100*(X/0,3)$

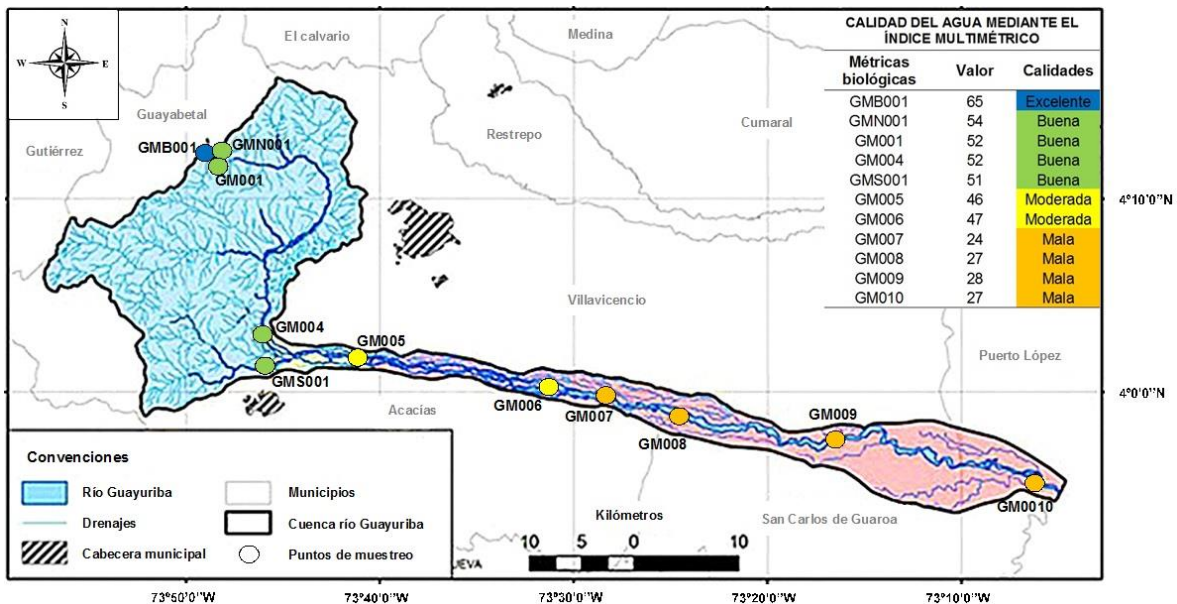
En la Tabla 15 se presentan los cinco rangos de calidad del agua con su respectiva calificación, la cual es asociada a un color para su representación cartográfica.

**Tabla 15.** Calificación de la calidad del agua para cada de rango de valores.

<b>Rango</b>	<b>Calidad</b>	<b>Color</b>
≥ 63	Excelente	Azul
49 - 62	Buena	Verde
30 - 48	Moderada	Amarillo
22 - 29	Mala	Naranja
≤ 21	Pésima	Rojo

### 3.4 Determinación de la calidad del agua mediante el índice multimétrico

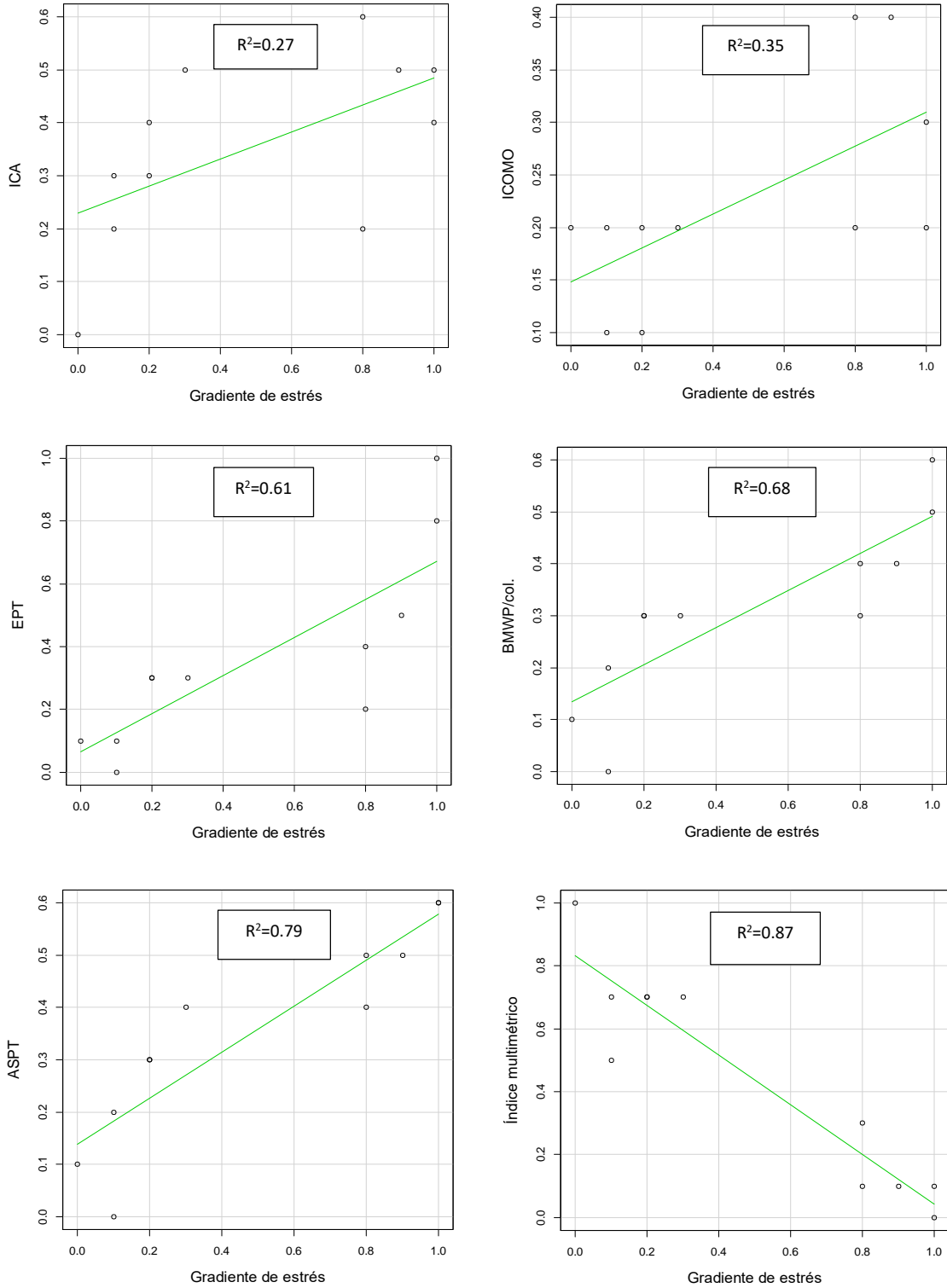
Al calcular el índice multimétrico para el río Guayuriba se registró que los 11 puntos de muestreo se encontraron distribuidos entre cuatro rangos de calidad (Tabla 16). Este índice calificó a 1 punto de muestreo en excelente calidad, 4 con una calificación de buena calidad, 2 en el rango de moderada calidad y 4 en una condición de mala calidad del agua. Como se esperaba el valor más alto del índice (excelente calidad) se obtuvo en el punto de muestreo establecido como de referencia, situado en la zona más alta (GMB001) donde sus aguas presentan características oligotróficas; mientras que los valores más bajos (mala calidad) se obtuvieron en los puntos de muestreo de la zona baja (GM007, GM008, GM009, GM010) donde vertimientos de actividades de extracción de material de arrastre, aguas fósiles asociadas a actividades de explotación de hidrocarburos y vertimientos difusos asociados a cultivos de palma africana presentan su mayor magnitud.



**Figura 3.** Mapa de calidad del agua para cada punto de muestreo. Adaptado de Torres et al. (2015) mediante Arcgis (versión 10.5).

### **3.5 Validación del índice multimétrico con otros Índices biológicos y fisicoquímicos.**

Al comparar gráficamente el EQR de los seis índices aplicados para medir la calidad ecológica del río Guayuriba, calculados para los 11 puntos de muestreo contra el gradiente de estrés, se observó que el índice multimétrico desarrollado presentó el mayor coeficiente de regresión ajustado ( $R^2 = 0,87$ ), seguido por ASPT ( $R^2 = 0,79$ ), BMWP/Col. ( $R^2 = 0,68$ ), EPT ( $R^2 = 0,61$ ), y seguidos finalmente por los índices fisicoquímicos con menores coeficientes ICOMO ( $R^2 = 0,35$ ) e ICA ( $R^2 = 0,27$ ) (Figura 11). Lo anterior permitió mostrar al índice multimétrico como el mejor modelo de ajuste frente al gradiente de estrés, detectando la mayor proporción de impactos sobre las comunidades de macroinvertebrados acuáticos, definiendo una evaluación más precisa del estado ecológico del río Guayuriba.



**Figura 4.** Relación entre los índices ICA, ICOMO, EPT, BMWP/Col., ASPT y multimétrico frente al gradiente de estrés. Cada gráfica muestra el coeficiente de regresión lineal ajustado ( $R^2$ ) de cada índice.

#### IV. DISCUSIÓN

Un aspecto crítico en la evaluación ecológica es definir sitios de referencia y perturbados antes de construir el índice multimétrico (Macedo et al., 2016), porque la capacidad de distinguir el punto de muestreo de referencia define el éxito en su desarrollo (Jun, et al., 2012). En la actualidad, la mayoría de los enfoques para la determinación del punto de referencia, han utilizado criterios subjetivos (Baptista et al., 2011), mientras que en nuestra investigación el índice multimétrico fue efectivo para discriminar y determinar la calidad del agua, de puntos menos perturbados y más perturbados; esto debido a que para establecer el punto de referencia y los puntos de muestreo se tomó como criterio principal el tipo de uso del agua, las actividades generadoras de vertimientos y la accesibilidad.

La elección de las variables fisicoquímicas para determinar el gradiente de estrés influye enormemente en la composición del índice multimétrico (Macedo et al., 2016). El uso del ACP para seleccionar las variables fisicoquímicas más representativas (valor de vector propio más grande) de los ejes ACP significativos es una alternativa más simple y poderosa, porque emplea un proceso objetivo para elegir métricas (Schoolmaster et al., 2012). Actualmente, este enfoque rara vez se ha utilizado en un contexto de biomonitorio; no obstante, al igual que en nuestro estudio este método también demostró su eficiencia en otros estudios (Carvacho, 2012; Gonzáles & Córdoba, 2017).

Las medidas tróficas proporcionan información sobre la productividad, las fuentes de alimentos disponibles y el estado trófico de ecosistemas lóticos, utilizando abundancia relativa de grupos de alimentación funcionales (Tomanova, et al., 2006), y las mediciones tróficas también poseen buena capacidad de respuesta al cambio ambiental (Chará, et al., 2006). En esta investigación una de las 5 métricas tróficas candidatas se incorporó como componente del índice multimétrico, correspondiente a "% de raspadores", grupo trófico que se caracteriza por aferrarse a partículas de tamaño grueso para alimentarse de materia orgánica fina suspendida y perifiton (Hamada, et al., 2014); por lo tanto, la estabilidad del sustrato y la heterogeneidad podrían estimarse en función a esta métrica (Rueda & Hernández, 2009). Algunas

investigaciones en zonas tropicales han demostrado que la mayoría de los macroinvertebrados se alimentan de detritos finos (Tomanova et al., 2006), generando críticas sobre el uso de grupos de alimentación funcionales en zonas tropicales. En nuestro estudio, la clasificación actual de los grupos funcionales es una métrica válida y es capaz de distinguir la referencia de áreas perturbadas, como también lo observó Couceiro et al. (2012).

La determinación taxonómica es un tema importante en las evaluaciones biológicas (Villamizar & Arenas, 2016); a menudo se afirma que la identificación al taxón más bajo posible proporciona los datos ecológicos precisos, lo que permite detectar factores estresantes múltiples y discriminan con mayor precisión las diferencias en la integridad biológica y ciclos de vida (Pineda, 2015), que especies y géneros pertenecientes al mismo grupo familiar, a menudo muestran diferentes niveles de tolerancia y características ecológicas (Roldán, 2016). Sin embargo, muchos métodos de bioevaluación prefieren la identificación familiar por su rapidez, conveniencia y ventajas económicas (Carvacho, 2012; Couceiro et al., 2012; Forero et al., 2014; Macedo et al., 2016; Gonzáles & Córdoba, 2017); si bien su precisión no es como al nivel de especie, se prefiere el nivel familiar porque también reflejan de manera confiable las respuestas biológicas de los macroinvertebrados a la intervención humana (Ladrera, Rieradevall, & Prat, 2013), por ello un buen equilibrio entre calidad de los resultados, tiempo y costo requerido para obtenerlos se da utilizando como nivel taxonómico de familia (Jun, et al., 2012); en este trabajo las ventajas de los macroinvertebrados enumeradas anteriormente se mantienen y por lo tanto su uso a este nivel es el que se recomienda en muchos de los protocolos de estudio de los países que los utilizan como indicadores de calidad biológica de forma reglamentada (Domínguez & Fernández, 2009)

La Agencia de Protección Ambiental de Ohio (OEPA) en los Estados Unidos utiliza actualmente el índice de comunidad de invertebrados (ICI) como su principal herramienta para evaluar las corrientes en Ohio (Jun, et al., 2012), el ICI es un índice multimétrico que usa 10 medidas de composición taxonómica y grupos funcionales para evaluar la calidad del agua de ecosistemas lóticos; tanto el ICI como el índice

multimétrico de esta investigación incluyen métricas de grupos funcionales y taxonómicos, pero nuestro índice incluye también aspectos de diversidad (número efectivo de familias de orden 2); esta diferencia demuestra la fortaleza que presentan los índices multimétricos para determinar la calidad del agua de distintos ecosistemas lóticos (González & Córdoba, 2017).

Desarrollar índices multimétricos podría representar una actividad una tanto más laboriosa con respecto a solo el uso de índices fisicoquímicos y biológicos (Schoolmaster et al., 2012). Sin embargo, como se observó en este estudio el índice multimétrico a diferencia de los otros índices, es una herramienta capaz de determinar eficientemente la integridad ecológica en una variedad de escalas espaciales con diferentes actividades antrópicas, de la misma forma otros investigadores han demostrado su efectividad (Jun, et al., 2012; Baptista et al., 2011; Casatti & Barreto, 2012).

Un índice multimétrico integra información de una variedad de medidas ecológicas que responden a la influencia humana de una manera predecible (Forero et al., 2014), y ofrece el potencial de proporcionar criterios biológicos para la restauración del ecosistema lótico (Villamizar & Arenas, 2016). Por lo tanto, el índice desarrollado en este estudio puede ser una herramienta efectiva para monitorear y evaluar la integridad biológica de los ecosistemas lóticos colombianos, peruanos y latinoamericanos, y también proporcionar una útil referencia para otros métodos de bioevaluación.



## CONCLUSIONES

1. El gradiente de estrés para el río Guayuriba está representado por la altitud, hierro total y oxígeno disuelto que explicó el 65,5% de la varianza acumulada del total de las variables fisicoquímicas.
2. Las métricas biológicas seleccionadas que incrementan con el gradiente de estrés fueron el % de raspadores y el % de nadadores; y las métricas biológicas que disminuyen con el gradiente de estrés fueron el número efectivo de familias de orden 2, la tolerancia de Ephemeroptera y la tolerancia de Tricoptera.
3. Los resultados obtenidos a partir del desarrollo del índice multimétrico diseñado para el río Guayuriba definió aguas desde una excelente a mala calidad, siendo capaz de discriminar muy bien entre localidades de referencia e impactadas.
4. El índice multimétrico desarrollado y diseñado para el río Guayuriba presentó el mayor coeficiente de regresión ajustado, respecto a otros índices biológicos y fisicoquímicos, reflejando de este modo una evaluación más precisa del estado ecológico del río Guayuriba.

## RECOMENDACIONES

- Este trabajo es la primera propuesta de índice multimétrico desarrollado a partir de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos para la evaluación de la calidad ecológica en ecosistemas lóticos colombianos; proponiendo su utilización en el río Guayuriba, donde debería validarse su utilización.
- Se propone el diseño y aplicación de índices multimétricos en otras zonas de Latinoamérica en especial Colombia y Perú, con el propósito de aumentar la robustez y efectividad en la evaluación de la calidad de las aguas de los ecosistemas lóticos; y además permitir construir un histórico de ambientes cambiantes.

## BIBLIOGRAFÍA

- Abarca, H. (2007). *El uso de macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua. Revista Biocenosis, Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca* (Vol. 20).
- Acevedo, J., & Ávilaz, H. (2011). Índice BMWP, FBI y EPT para determinar la calidad del agua en la laguna de Coyuca de Benítez, Guerrero, México. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, (2334–2501).
- Acosta, R., Reos, B., Rieradevall, M., & Prat, N. (2008). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Revista Limnética*, 27.
- Aguila, Y. (2011). Utilización de asociaciones de macroinvertebrados potencialmente indicadoras (API's) para discriminar agua de diferente calidad. *Tecnociencia*, 13(2), 109–120.
- Aguila, Y., & García, A. (2012). Macroinvertebrados asociados a hojarasca y su relación con aguas de diferente calidad, en Nuevo San Juan y Chilibre, Panamá. *Tecnociencia*, 14, 103–118.
- Alba Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *Isbn, Departamento de Biología Animal y Ecología. Universidad de Granada, II*, 203–213. doi:10.1080/11250009409355910
- Álvarez, L. (2005). Metodologías para la utilización de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. *Instituto de investigación de recursos biológicos Alexander von Humboldt*, (5).
- Andaluz Carlos. 2006. Manual de derecho ambiental. Proterra. Segunda edición. Perú
- Arce, O. (2006). Indicadores biológicos de calidad del agua. *Universidad Mayor de San Simón, Facultad de Ciencias y Tecnología, Programa de Maestría en Ingeniería Ambiental. Bolivia.*, 21.

- Arroyo, C., & Encalada, A. (2009). Evaluación de la calidad de agua a través de macroinvertebrados bentónicos e índices biológicos en ríos tropicales en bosque de neblina montano. *Avances, Colegio de Ciencias Biológicas y Ambientales, USFQ.*, 1, 11–16.
- Baptista, D., Souza, R., Vieira, C., Mugnai, R., Souza, A., & Oliveira, R. (2011). Multimetric index for assessing ecological condition of running waters in the upper reaches of the Piabanha-Paquequer-Preto Basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, 28(5), 619–628. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702011000500010>
- Bernal, J. (2012). Diversidad, distribución de los insectos acuáticos y calidad de agua de la subcuenca alta y media del río Mula, Chiriquí, Panamá. *Tecnociencia, Universidad Autónoma de Chiriquí*, 14.
- CAM. (2003). Manual de técnicas analíticas para la determinación de parámetros fisicoquímicos y contaminantes marinos (sedimentos y organismos). *Programa de calidad ambiental marina, Instituto de investigaciones marinas y costeras.*
- Cambra, R., & Barría, L. (2014). Insectos acuáticos como indicadores de la calidad del agua del río Perresénico, parque nacional Darién, república de Panamá. *Scientia M(Panamá)*, 24(2), 57–70.
- Carrera, C., & Fierro, K. (2001). Manual de monitoreo: Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. EcoCiencia.
- Carvacho, C. (2012). Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca del Limari en Chile. *Instituto Del Agua, Universidad de Barcelona.*
- Casatti, L., & Barreto, F. (2012). A multimetric index based on fish fauna for the evaluation of the biotic integrity of streams at a mesohabitat scale. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 24(4), 339–350. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2013005000003>

- Castro, M., & Almeida, J. (2014). Indicadores de la calidad del agua : evolución y tendencias a nivel global. *Ingeniería Ambiental, Universidad Cooperativa de Colombia*, 10(17), 111–124.
- CHE - Confederación Hidrográfica del Ebro. (2005). *Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la directiva marco del agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro: protocolos de muestreo y análisis para: Fitoplancton, Fitobentos (Microalgas Bentónicas), Macrofitos, Invertebrados Bentó*. Zaragoza.
- Cormacarena. (2010). Plan de ordenamiento y manejo de la cuenca hidrográfica del río Guayuriba. *Corporación Para El Desarrollo Sostenible Del Área de Manejo Especial La Macarena E Instituto Para La Sostenibilidad Del Desarrollo*.
- Couceiro, S., Hamada, N., Forsberg, B., Pimentel, T., & Luz, S. (2012). A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecological Indicators*, 18, 118–125. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.001>
- Crettaz, M. (2014). Aplicación de índices de calidad de agua en un arroyo pampeano utilizando macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores. *Instituto de Limnología, Universidad Autónoma de Entre Ríos. San Martín N°575, Gualeguaychú, Entre Ríos, Argentina.*, (1668–4869), 93–105.
- Chará-Serna, A. M., Chará, J. D., Zúiga, M. del C., Pedraza, G. X., & Giraldo, L. P. (2010). Clasificación trófica de insectos acuáticos en ocho quebradas protegidas de la ecorregión cafetera Colombiana. *Universitas Scientiarum*, 15(1), 27–36. <https://doi.org/10.11144/javeriana.SC15-1.tcoa>
- Correa, I. (2000). Desarrollo de un Índice Biótico para evaluar la calidad ecológica del agua en los ríos de la cuenca alta del Río Chama, utilizando Macroinvertebrados Bénticos. *Researchgate, Universidad de Los Andes, Vene*, (June).

- Cruz, C., & Torres, P. (2009). Índices de la calidad del agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humana. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 8150(15).
- Domínguez, E., & Fernández, H. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biología*. doi:978-950-668-015-2
- Domínguez, E., Molineri, C., Pescador, M. L., Hubbard, M. D., & Nieto, C. (2006). *Ephemeroptera of South America. Aquatic Biodiversity in Latin America* (2nd ed.). Sofia: Pensoft.
- Fernández, N. (2013). Índices de calidad (ICAs) y de contaminación (ICOs) del agua de importancia mundial. *Conferencia Internacional Usos Múltiples Del Agua Para La Vida Y El Desarrollo Sostenible, Universidad de Pamplona*, (III).
- Forero, L., Longo, M., Ramírez, J. J., & Chalar, G. (2014). Índice de calidad ecológica con base en macroinvertebrados acuáticos para la cuenca del Río Negro (ICERN-MAE), Colombia. *Revista de Biología Tropical*.
- Galindo, L. (2012). Evaluación de macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua en quebradas de fincas cafeteras de Cundinamarca y Santander, Colombia. *Cenicafé*, 63(1), 70–92.
- Gil, M., & Soto, A. (2012). Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos. *Produccion mas Limpia*, 7.
- Gomez, D., & Gómez, T. (2013). *Evaluación de impacto ambiental* (Tercera ed). Madrid, España.
- Gómez, J. (2014). Determinación de la calidad del agua mediante variables fisicoquímicas y la comunidad de macroinvertebrados como bioindicadores de calidad del agua en la cuenca del Río GaragoaGil. *Tesis Universidad de Manizales, Caldas, Colombia, XXXIII(2)*, 81–87.
- Gonzales, C. (2009). La evaluación de la calidad microbiológica del agua en unidades dentales. *Agua, Ciudad de La Habana, Cuba*, 1–10.

- González, H., & Córdoba, G. (2017). Índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos andinos del sur del Ecuador (IMRASE). *Departamento de Posgrados, Maestría En Gestión Ambiental, Universidad del Azuay,, Ecuador.,* 1–40.
- González, S., & Meza, A. (2012). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua de quebradas abastecedoras del municipio de Manizales. *Boletín científico, centro de museos museo de historia natural.*
- GWP - Global Water Partnership, 2018. Manual para la gestión integrada de recursos hídricos en cuencas. Empresa Gráfica Mosca - D.L.: 350.985 ISBN: 978-91-85321-78-0
- Hamada, N., Nessimian, J. L., & Barbosa Querino, R. (2014). Insectos acuáticos na Amazonia brasileira taxonomía, biología e ecología.
- Hering, D., Feld, C., Moog, O., & Ofenböck, T. (2006). Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*, 566(1), 311–324. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0087-2>
- Jun, Y., Won, D., Lee, S., Kong, D., & Hwang, S. (2012). A multimetric benthic macroinvertebrate index for the assessment of stream biotic integrity in Korea. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 9(10), 3599–3628. <https://doi.org/10.3390/ijerph9103599>
- Ladrera, R., Rieradevall, M., & Prat, N. (2013). Macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos: una herramienta didáctica. *Revista de Didáctica* 11, 19.
- López, S., & Gaspar, S. (2012). Aplicación de índices bióticos para la evaluación de un río Andino Amazónico. *Momentos de ciencia, Universidad de la Amazonía, Colombia*, (2), 106–112.
- Lozano, L. (2005). La bioindicación de la calidad del agua: importancia de los

macroinvertebrados en la cuenca alta del río Juan Amarillo, Cerros Orientales de Bogotá. *Umbral Científico*, 7, 5–11. doi:1692-3375

Macedo, D., Hughes, R., Ferreira, W., Firmiano, K., Silva, D., Ligeiro, R., Callisto, M. (2016). Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams. *Ecological Indicators*, 64, 132–141. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.12.019>

Maroñas, M., Marzoratti, G., Vilches, A., Legarralde, T., & Darrigran, G. (2010). *Guía para el estudio de macroinvertebrados II. Introducción a la metodología de muestreo y análisis de datos. ProBiota* (Vol. 12). La Plata, Argentina: ProBiota, FCNyM, UNLP.

Martinez. (1998). Evaluación de la calidad biológica: mediante la aplicación del BMWP' y del ASPT'. *Ecología*, 135–150.

Martinez, N. (2010). Macroinvertebrados acuáticos como sistema de evaluación de contaminación del balneario hurtado, río Guatapurí. *Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, Santander, Colombia*.

Medina, C., Hora, M., & Asencio, I. (2010). El Índice Biological Monitoring Working Party (BMWP), modificado y adaptado a tres microcuencas del Alto Chicama. La Libertad. Perú. 2008. *Revista Sciéndo, Universidad Nacional de Trujillo, Perú.*, 13(2).

Meza, M., & Rubio, J. (2012). Calidad de agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchiná. *Caldasía*, 34(2), 443–456.

Muñoz, R. (2003). Evaluación de la calidad del agua utilizando los macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores. *Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 9(2), 147–153.

Pineda, J. (2015). Caracterización de la comunidad de macroinvertebrados y estimación de la calidad del agua de las lagunas de Chingaza, del medio y el



Arnica en el parque nacional natural Chingaza. *División de Ingeniería, Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Santo Tomás, Colombia.*

Prat, N., Ríos, B., Acosta, R., & Rieradevall, M. (2009). Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. *Publicaciones Especiales. Fundación Miguel Lillo. San Miguel de Tucumán. Argentina (en prensa)*, 3–4.

R Development Core Team. 2016. Introducción a R Notas sobre R: Un entorno de programación para Análisis de Datos y Gráficos Versión 1.0.1

Ramírez, A. (2005). Índice Físicoquímicos de calidad del agua un estudio comparativo. *Conferencia Internacional: usos múltiples del agua para la vida y el desarrollo sostenible.*

Rivera Usme, J. J., Pinilla Agudelo, G., & Camacho Pinzón, D. L. (2013). Macroinvertebrate Trophic Groups in an Andean Wetland of Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 18(2), 279–292.

Roldán, G. (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista Académica Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales.*

Roldán, G., & Ramírez, J. J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical* (2nd ed.). Editorial Universidad de Antioquia.

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.

Rosales, L. (2012). Uso de macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad del agua del río Palacagüina , norte de Nicaragua. *Ciencias Ambientales, Instituto de Ciencia y Tecnología Ambientales.*, 66–75.

Rubio, E. (2009). Macroinvertebrados bioindicadores de la calidad de las aguas lóxicas en el Salvador. *XXVII Congreso Interamericano de Engenharia Sanitária*

*e Ambiental V-103*, (1), 1–6.

Rueda, J., & Tapia, G. (1998). El río Magro, parte I: Evaluación de su calidad biológica mediante la aplicación del BMWP' y del ASPT'. *Ecología*, 12, 135–150.

Rueda Sevilla, J., & Hernández Villar, R. (2009). Atlas fotográfico de los invertebrados acuáticos de la cuenca del Río Júcar en la provincia de Albacete. *Statewide Agricultural Land Use Baseline 2015* (Vol. 1). <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

Samboni, N. (2007). Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Revista Ingeniería e Investigación*.

Schoolmaster, D., Grace, J., & Schweiger, W. (2012). A general theory of multimetric indices and their properties. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(4), 773–781. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00200.x>

Segnini, S. (2003). El uso de macroinvertebrados béntonicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos, Sociedad Venezolana de Ecología*, 16(2), 45–63.

Sonco, R. (2013). Estudio de la diversidad alfa y beta en tres localidades de un bosque montano en la región de Madidi, La Paz - Bolivia. *Facultad de Agronomía, Universidad Mayor de San Andrés*.

Terneus, E., & Hernández, K. (2012). Evaluación ecológica del río Iliquino a través de macroinvertebrados acuáticos, Pastaza – Ecuador. *Revista de Ciencias, Universidad del Valle*, 31–45.

Tomanova, S., Goitia, E., & Helesic, J. (2006). Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*, 556(1), 251–264. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1255-5>

- Torres, M., Caro, C., Ramírez, G., Parada, S., Trujillo, J., & Díaz, O. (2015). *Cuenca alta del río Meta: una mirada socioambiental a los ríos Guayuriba y Ocoa y al caño Quenane-Quenanito*. Villavicencio: Editprint S.A.S. Bogotá, D.C. Colombia.
- Torres, M., Parada, S., Bustamante, X., Ariza, L., Aldana, O., Rodríguez, P., & Cortez, B. (2015). *La gente en la cuenca del río Guayuriba* (21st ed.). Meta, Colombia: Biblioteca Universidad de los Llanos.
- UAO - Universidad Autónoma de Occidente. 2018. Programa de Administración del Medio Ambiente y de los Recursos Naturales
- Vásquez, G., & Castro, G. (2006). Bioindicadores como herramientas para determinar la calidad del agua. *ContactoS*, 60, 41–48.
- Vega, S., & Leiva, P. (2004). Evaluación de la calidad de agua del Río Yeguaré mediante el uso de macro invertebrados como indicadores biológicos. *Zamorano Carrera de Desarrollo Socioeconómico y Ambiente*.
- Villamizar, M., & Arenas, R. (2016). Construcción de un índice de calidad ecológica para la microcuenca Mamarramos a partir de análisis multivariante. *XXVI Simposio Internacionnal de Estadística, Sincelejo, Sucre, Colombia*.
- Wiseman, C. (2003). Multi-Metric Index Development for Biological Monitoring in Washington State Streams. Washington State Department of Ecology, 2003(3), 29 pp.
- Yungán, J. L. (2010). Estudio de la calidad de agua en los afluentes de la microcuenca del río Blanco para determinar las causas de la degradación y alternativas de manejo. *Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Facultad de Recursos Naturales, Riobamba – Ecuador*.
- Zúñiga, C. (2010). Bioindicadores de calidad de agua y caudal ambiental. *Caudal Ambiental, Grupo de invetigación en ingeniería de recursos hídricos y desarrollo de suelos - IREHISA*, 1–42.

## ANEXOS

### Anexo 1. Composición taxonómica hasta el nivel de familia, características tróficas y movilidad en el río Guayuriba

ORDEN	FAMILIA	CARACTERÍSTICAS TRÓFICAS	MOVILIDAD	
<b>Basommatophora</b>	Physidae	Colector	Reptante	
	Chrysomelidae	Raspador	Andador, nadador	
	Curculionidae	Raspador	Andador, nadador	
	Dryopidae	Detritivoro	Andador	
	Dytiscidae	Predador	Andador, nadador	
	<b>Coleoptera</b>	Elmidae	Colector	Andador
		Gyrinidae	Predador	Andador
		Hydrophilidae	Predador, colector	Andador, nadador
		Psephenidae	Raspador	Fijo al substrato
		Ptilodactylidae	Detritivoro	Andador, nadador
	Staphylinidae	Predador	Nadador	
<b>Collembola</b>	Poduridae	Detritivoro	Andador	
<b>Decapoda</b>	Palaemonidae	Filtrador	Nadador	
<b>Diptera</b>	Blephariceridae	Filtrador	Fijo al substrato	
	Ceratopogonidae	Filtrador	Reptante	
	Chironomidae	Predador, raspador y detritívoro	Reptante	
	Culicidae	Filtrador	Nadador	
	Empididae	Predador	Reptante	
	Ephydriidae	Detritivoro	Andador, reptante	
	Muscidae	Predador	Reptante	
	Psychodidae	Raspador	Reptante	
	Simuliidae	Filtrador	Fijo al substrato	
	Stratyomidae	Filtrador	Reptante	
	Tipulidae	Detritívoro	Reptante	
<b>Ephemeroptera</b>	Baetidae	Detritivoro	Nadador	
	Caenidae	Detritivoro	Reptante	
	Leptohephidae	Detritivoro	Reptante	
	Leptophlebiidae	Detritivoro	Reptante	
	Oligoneuriidae	Detritivoro	Nadador y reptante	
<b>Hemiptera</b>	Aphididae	Predador	Nadador	
	Corixidae	Predador	Nadador	
	Gelastocoridae	Predador	Nadador	
	Hebridae	Predador	Nadador	
	Hydrometridae	Predador	Andador	
	Mesoveliidae	Predador	Nadador	
	Naucoridae	Predador	Nadador	
	Veliidae	Predador	Andador	

<b>ORDEN</b>	<b>FAMILIA</b>	<b>CARACTERÍSTICAS TRÓFICAS</b>	<b>MOVILIDAD</b>
<b>Lepidoptera</b>	Crambidae	Raspador	Fijo al substrato
	Pyralidae	Raspador	Fijo al substrato
<b>Megaloptera</b>	Corydalidae	Predador	Nadador
<b>Odonata</b>	Calopterygidae	Predador	Reptante y nadador
	Coenagrionidae	Predador	Reptante
	Gomphidae	Predador	Reptante
	Libellulidae	Predador	Reptante
	Megapodagrionidae	Predador	Reptante
<b>Plecoptera</b>	Perlidae	Predador	Reptante
<b>Thysanoptera</b>	Thripidae	Raspador	Fijo al substrato
<b>Trichoptera</b>	Glossosomatidae	Raspador	Andador y fijo al substrato
	Helicopsychidae	Raspador y detritívoro	Fijo al substrato
	Hydrobiosidae	Predador	Nadador
	Hydropsychidae	Filtrador	Andador y fijo al substrato
	Hydroptilidae	Raspador	Andador y fijo al substrato
	Leptoceridae	Raspador	Andador
	Odontoceridae	Detritívoro y predador	Nadador
	Philopotamidae	Filtrador	Andador y fijo al substrato
<b>Tubificida</b>	Naididae	Filtrador	Reptante

## Anexo 2. Variables fisicoquímicas

<b>Variables fisicoquímicas</b>	GMB001	GMN001	GM001	GM004	GMS001	GM005	GM006	GM007	GM008	GM009	GM010
Altitud (msnm)	916	933	918	553	545	452	334	313	296	229	187
Caudal (m <sup>3</sup> /seg)	30,58	32,71	64,01	108,92	10,26	123,90	44,72	51,06	50,86	88,73	83,08
Temperatura (°C)	18,71	19,96	19,60	21,11	21,59	21,79	24,26	23,49	26,10	24,34	27,84
Sal (ppm)	0,03	0,11	0,10	0,10	0,00	0,09	0,10	0,10	0,23	0,10	0,10
Oxígeno Disuelto (%)	97,44	85,46	90,94	100,68	102,50	94,13	97,59	97,41	85,06	95,09	93,80
Oxígeno Disuelto (ppm)	9,07	8,58	8,37	8,98	9,04	8,26	8,20	8,27	7,44	7,93	7,34
pH	7,85	8,28	8,09	7,76	6,86	7,72	7,80	7,71	7,97	6,82	7,62
Conductividad (uS/cm)	86,99	247,57	150,52	282,26	35,12	139,94	153,33	116,29	327,14	170,73	153,19
SDT (mg/L)	51,33	137,67	106,33	103,33	85,00	129,33	205,67	112,67	266,00	79,67	95,33
Turbidez (NTU)	31,60	63,88	63,26	156,27	154,72	122,99	115,03	122,21	96,07	146,27	209,10
Bicarbonatos (mg/LCaCO <sub>3</sub> )	30,00	54,67	36,67	31,33	21,33	29,33	38,67	34,00	44,67	38,00	26,67
P total (mg/LP)	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,24
DQO (mg/LO <sub>2</sub> )	20,33	30,00	17,67	54,33	59,33	59,00	46,00	41,00	49,33	61,33	25,67
Amonio (mg/LN)	0,18	0,15	0,24	0,16	0,06	0,14	0,54	0,42	0,37	0,21	0,22
Sulfatos (mg/LSO <sub>4</sub> )	8,37	43,00	18,50	33,63	15,53	32,70	29,33	26,17	23,57	36,63	27,53
DBO (mg/LO <sub>2</sub> )	1,33	6,67	1,33	7,33	2,67	9,00	11,67	3,33	5,00	6,33	3,00
Tensoactivos aniónicos (mg/LSAAM)	0,08	0,10	0,11	0,13	0,11	0,16	0,12	0,14	0,11	0,23	0,17
Zinc (mg/LZn)	0,12	0,30	0,14	0,16	0,07	0,29	0,24	0,23	0,24	0,30	0,22
Hierro total (mg/LFe)	0,53	2,48	1,20	4,90	3,45	13,15	5,65	3,14	7,48	9,56	10,96

### Anexo 3. Variables fisicoquímicas estandarizadas

<b>Variables fisicoquímicas</b>	GMB001	GMN001	GM001	GM004	GMS001	GM005	GM006	GM007	GM008	GM009	GM010
Altitud (msnm)	0,98	1,00	0,98	0,49	0,48	0,36	0,20	0,17	0,15	0,06	0,00
Caudal (m <sup>3</sup> /seg)	0,18	0,20	0,47	0,87	0,00	1,00	0,30	0,36	0,36	0,69	0,64
Temperatura (°C)	0,00	0,14	0,10	0,26	0,32	0,34	0,61	0,52	0,81	0,62	1,00
Sal (ppm)	0,14	0,47	0,43	0,43	0,00	0,38	0,43	0,43	1,00	0,43	0,43
Oxígeno Disuelto (%)	0,71	0,02	0,34	0,90	1,00	0,52	0,72	0,71	0,00	0,58	0,50
Oxígeno Disuelto (ppm)	1,00	0,72	0,60	0,95	0,98	0,53	0,50	0,54	0,06	0,34	0,00
pH	0,71	1,00	0,87	0,64	0,03	0,62	0,67	0,61	0,79	0,00	0,55
Conductividad (uS/cm)	0,18	0,73	0,40	0,85	0,00	0,36	0,40	0,28	1,00	0,46	0,40
SDT (mg/L)	0,00	0,40	0,26	0,24	0,16	0,36	0,72	0,29	1,00	0,13	0,20
Turbidez (NTU)	0,00	0,18	0,18	0,70	0,69	0,51	0,47	0,51	0,36	0,65	1,00
Bicarbonatos (mg/LCaCO <sub>3</sub> )	0,26	1,00	0,46	0,30	0,00	0,24	0,52	0,38	0,70	0,50	0,16
P total (mg/LP)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00
DQO (mg/LO <sub>2</sub> )	0,06	0,28	0,00	0,84	0,95	0,95	0,65	0,53	0,73	1,00	0,18
Amonio (mg/LN)	0,25	0,19	0,37	0,20	0,00	0,16	1,00	0,75	0,65	0,31	0,33
Sulfatos (mg/LSO <sub>4</sub> )	0,00	1,00	0,29	0,73	0,21	0,70	0,61	0,51	0,44	0,82	0,55
DBO (mg/LO <sub>2</sub> )	0,00	0,52	0,00	0,58	0,13	0,74	1,00	0,19	0,35	0,48	0,16
Tensoactivos aniónicos (mg/LSAAM)	0,00	0,09	0,18	0,30	0,20	0,50	0,23	0,39	0,20	1,00	0,59
Zinc (mg/LZn)	0,21	1,00	0,32	0,41	0,00	0,94	0,73	0,68	0,72	1,00	0,63
Hierro total (mg/LFe)	0,00	0,15	0,05	0,35	0,23	1,00	0,41	0,21	0,55	0,72	0,83

## Anexo 4. Métricas biológicas

Métricas biológicas		GMB001	GMN001	GM001	GM004	GMS001	GM005	GM006	GM007	GM008	GM009	GM010
<b>Abundancia</b>		233	169	97	149	986	91	75	178	341	99	453
<b>Diversidad</b>	NEF orden 0	9	19	14	14	22	12	10	17	13	15	18
	NEF orden 1	1,73	3,15	2,45	2,54	2,45	2,17	2,04	2,92	2,04	2,88	2,82
	NEF orden 2	2,65	0,03	3,62	3,82	3,63	2,88	2,96	5,40	2,86	4,78	5,44
<b>Características tróficas</b>	%Colectores	0,94	0,40	0,90	2,86	4,06	0,53	0,66	3,38	1,21	2,26	1,83
	%Detritívoros	49,88	44,84	41,49	42,50	41,88	41,58	44,74	39,86	28,48	41,81	54,35
	%Filtadores	2,81	11,90	6,57	3,57	1,58	1,58	1,97	11,15	36,77	5,65	6,56
	%Predadores	23,19	16,27	24,78	25,36	23,51	27,37	25,66	21,96	16,57	25,42	16,34
	%Raspador	23,19	26,59	26,27	25,71	28,97	28,95	26,97	23,65	16,97	24,86	20,92
<b>Movilidad</b>	%Andador	7,29	21,43	14,07	13,58	18,05	10,10	6,41	26,64	36,57	12,96	15,24
	%Fijo al sustrato	5,67	29,05	15,58	9,88	5,31	8,08	5,13	15,42	35,62	5,56	4,80
	%Nadador	42,51	25,71	22,11	22,84	31,95	21,21	23,08	16,36	7,81	17,59	26,93
	%Reptador	44,53	23,81	48,24	53,70	44,69	60,61	65,38	41,59	20,00	63,89	53,03
<b>Composición</b>	%EPT	56,22	72,78	50,29	46,98	47,97	38,46	45,33	55,62	73,61	42,42	68,43
	%Chironomidae	41,63	18,93	44,57	43,62	39,76	53,85	50,67	32,58	22,29	38,38	22,08
	%Ephemeroptera	49,79	36,69	32,57	35,57	35,09	30,77	40,00	32,02	19,06	34,34	55,41
	%Plecoptera	0,43	0,00	1,14	2,01	0,71	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	%Trichoptera	6,01	36,09	16,57	9,40	12,17	7,69	5,33	23,60	54,55	8,08	13,02
	%Coleoptera	1,72	1,78	2,29	7,38	7,51	1,10	1,33	6,18	2,05	4,04	2,87
	%Odonata	0,00	0,00	0,57	0,00	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	%Diptera	41,63	21,30	46,86	44,30	43,51	57,14	53,33	34,83	23,46	51,52	27,59
<b>Valor óptimo</b>	EPT	0,02	0,22	0,19	0,17	0,19	0,13	0,28	0,38	0,54	0,26	0,49
	Chironomidae	0,11	0,06	0,17	0,16	0,16	0,18	0,31	0,22	0,16	0,24	0,16
	Ephemeroptera	0,13	0,11	0,12	0,13	0,14	0,10	0,25	0,22	0,14	0,21	0,40
	Trichoptera	0,02	0,11	0,06	0,03	0,05	0,03	0,03	0,16	0,40	0,05	0,09
	Coleoptera	0,00	0,01	0,01	0,03	0,03	0,00	0,01	0,04	0,01	0,02	0,02
	Diptera	0,11	0,06	0,18	0,16	0,17	0,19	0,33	0,24	0,17	0,32	0,20



## Anexo 5. Métricas biológicas estandarizadas

Métricas biológicas		GMB001	GMN001	GM001	GM004	GMS001	GM005	GM006	GM007	GM008	GM009	GM010
<b>Abundancia</b>		0,17	0,10	0,02	0,08	1,00	0,02	0,00	0,11	0,29	0,03	0,41
<b>Diversidad</b>	NEF orden 0	0,00	0,77	0,38	0,38	1,00	0,23	0,08	0,62	0,31	0,46	0,69
	NEF orden 1	0,00	1,00	0,50	0,57	0,51	0,31	0,21	0,84	0,21	0,81	0,76
	NEF orden 2	0,48	0,00	0,66	0,70	0,67	0,53	0,54	0,99	0,52	0,88	1,00
<b>Características tróficas</b>	%Colectores	0,15	0,00	0,14	0,67	1,00	0,04	0,07	0,81	0,22	0,51	0,39
	%Detritívoros	0,83	0,63	0,50	0,54	0,52	0,51	0,63	0,44	0,00	0,52	1,00
	%Filtadores	0,04	0,29	0,14	0,06	0,00	0,00	0,01	0,27	1,00	0,12	0,14
	%Predadores	0,62	0,00	0,77	0,82	0,65	1,00	0,85	0,51	0,03	0,82	0,01
	%Raspador	0,52	0,80	0,77	0,73	1,00	1,00	0,83	0,56	0,00	0,66	0,33
	%Andador	0,03	0,50	0,25	0,24	0,39	0,12	0,00	0,67	1,00	0,22	0,29
<b>Movilidad</b>	%Fijo al sustrato	0,03	0,79	0,35	0,16	0,02	0,11	0,01	0,34	1,00	0,02	0,00
	%Nadador	1,00	0,52	0,41	0,43	0,70	0,39	0,44	0,25	0,00	0,28	0,55
	%Reptador	0,54	0,08	0,62	0,74	0,54	0,89	1,00	0,48	0,00	0,97	0,73
	%EPT	0,51	0,98	0,34	0,24	0,27	0,00	0,20	0,49	1,00	0,11	0,85
<b>Composición</b>	%Chironomidae	0,65	0,00	0,73	0,71	0,60	1,00	0,91	0,39	0,10	0,56	0,09
	%Ephemeroptera	0,85	0,48	0,37	0,45	0,44	0,32	0,58	0,36	0,00	0,42	1,00
	%Plecoptera	0,21	0,00	0,57	1,00	0,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	%Trichoptera	0,01	0,63	0,23	0,08	0,14	0,05	0,00	0,37	1,00	0,06	0,16
	%Coleoptera	0,10	0,11	0,19	0,98	1,00	0,00	0,04	0,79	0,15	0,46	0,28
	%Odonata	0,00	0,00	1,00	0,00	0,53	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	%Diptera	0,57	0,00	0,71	0,64	0,62	1,00	0,89	0,38	0,06	0,84	0,18
<b>Valor óptimo</b>	EPT	0,00	0,38	0,34	0,30	0,33	0,21	0,50	0,70	1,00	0,47	0,91
	Chironomidae	0,22	0,00	0,45	0,40	0,40	0,48	1,00	0,65	0,42	0,71	0,40
	Ephemeroptera	0,11	0,02	0,07	0,09	0,13	0,00	0,49	0,40	0,13	0,37	1,00
	Trichoptera	0,00	0,24	0,12	0,05	0,08	0,02	0,04	0,38	1,00	0,09	0,20
	Coleoptera	0,02	0,04	0,13	0,61	0,68	0,00	0,12	1,00	0,29	0,55	0,44
	Diptera	0,18	0,00	0,44	0,37	0,42	0,48	1,00	0,66	0,41	0,96	0,51

**Anexo 6.** Valores de las métricas biológicas estandarizadas para los rangos de calidad

<b>Métricas biológicas</b>	<b>%Raspador</b>	<b>%Nadador</b>	<b>NEF orden 2</b>	<b>Tolerancia Ephemeroptera</b>	<b>Tolerancia Trichoptera</b>
GMB001	0,52	1,00	0,48	0,11	0,00
GMN001	0,80	0,52	0,00	0,02	0,24
GM001	0,77	0,41	0,66	0,07	0,12
GM004	0,73	0,43	0,70	0,09	0,05
GMS001	1,00	0,70	0,67	0,13	0,08
GM005	1,00	0,39	0,53	0,00	0,02
GM006	0,83	0,44	0,54	0,49	0,04
GM007	0,56	0,25	0,99	0,40	0,38
GM008	0,00	0,00	0,52	0,13	1,00
GM009	0,66	0,28	0,88	0,37	0,09
GM010	0,33	0,55	1,00	1,00	0,20

**Anexo 7.** Valores de las métricas biológicas para la determinación de calidad

<b>Métricas biológicas</b>	<b>%Raspador</b>	<b>%Nadador</b>	<b>NEF orden 2</b>	<b>Tolerancia Ephemeroptera</b>	<b>Tolerancia Trichoptera</b>
GMB001	57,71	0,00	49,14	61,11	6,12
GMN001	23,79	55,20	0,60	50,03	40,84
GM001	26,97	67,04	67,20	56,83	24,00
GM004	32,50	64,65	70,93	59,47	13,04
GMS001	0,00	34,71	67,44	63,95	18,41
GM005	0,27	70,00	53,40	46,83	9,71
GM006	19,94	63,87	54,99	112,49	12,45
GM007	53,09	85,96	100,24	99,91	61,09
GM008	119,67	114,04	53,11	63,65	151,15
GM009	41,03	81,89	88,72	97,07	18,95
GM010	80,33	51,20	100,96	181,17	35,34

**Anexo 8.** Valores de los índices para la validación del índice multimétrico

<b>Puntos de muestreo</b>	<b>ICA</b>	<b>ICOMO</b>	<b>EPT</b>	<b>BMWP/Col.</b>	<b>ASPT</b>	<b>INDICE MULTIMÉTRICO</b>
GMB001	69	0,03	56	63	7	65
GMN001	64	0,05	73	100	5,9	54
GM001	68	0,06	50	97	6,9	52
GM004	62	0,01	47	83	6,9	52
GMS001	64	0,01	48	132	6,3	51
GM005	61	0,01	38	55	5,5	46
GM006	59	0,00	45	63	6,3	47
GM007	64	0,03	56	87	5,8	24
GM008	63	0,05	74	70	5,8	27
GM009	61	0,03	42	78	5,6	28
GM010	64	0,04	68	95	5,9	27

**Anexo 9.** Valores estandarizados de los índices para la validación del índice multimétrico

<b>Puntos de muestreo</b>	<b>ICA</b>	<b>ICOMO</b>	<b>EPT</b>	<b>BMWP/Col.</b>	<b>ASPT</b>	<b>INDICE MULTIMÉTRICO</b>
GMB001	1,0	0,5	0,5	0,1	1,0	1,0
GMN001	0,5	0,9	1,0	0,6	0,3	0,7
GM001	0,9	1,0	0,3	0,5	0,9	0,7
GM004	0,3	0,2	0,3	0,4	0,9	0,7
GMS001	0,5	0,2	0,3	1,0	0,5	0,7
GM005	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,5
GM006	0,0	0,0	0,2	0,1	0,5	0,6
GM007	0,5	0,5	0,5	0,4	0,2	0,0
GM008	0,4	0,8	1,0	0,2	0,2	0,1
GM009	0,2	0,6	0,1	0,3	0,1	0,1
GM010	0,5	0,7	0,8	0,5	0,3	0,1