

**ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICO, BIOLÓGICO Y METABOLISMO DE LA
QUEBRADA HOJAS ANCHAS, RÍO ESPEJO, ALTO CAUCA, COLOMBIA.**

**DIANA LORENA LÓPEZ MEDINA
DIANA MARCELA ARANGO JULIAO**

**UNIVERSIDAD DEL QUINDÍO
FACULTAD DE CIENCIAS BÁSICAS Y TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE BIOLOGÍA**

ARMENIA

2009

**ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICO, BIOLÓGICO Y METABOLISMO DE LA
QUEBRADA HOJAS ANCHAS, RÍO ESPEJO, ALTO CAUCA, COLOMBIA.**

**DIANA LORENA LÓPEZ MEDINA
DIANA MARCELA ARANGO JULIAO**

Trabajo de grado presentado como requisito parcial para optar al título de Bióloga

Director:

CARLOS ARTURO GARCÍA ALZATE

**Profesor-Investigador,
Universidad del Quindío
Facultad de Ciencias Básicas
Programa de Biología
Laboratorio de Ictiología
Grupo de Investigación: Diversidad Faunística**

**UNIVERSIDAD DEL QUINDÍO
FACULTAD DE CIENCIAS BÁSICAS Y TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE BIOLOGÍA**

ARMENIA

2009

DEDICATORIA

Diana Lorena López Medina

Este trabajo está dedicado a un ángel...

A quien desde el cielo me ha protegido
y no me ha dejado desfallecer en los momentos difíciles.

Para mi hermanito Fabio Andrés López Medina

“Te amo Nito”

Diana Marcela Arango Juliao

Este trabajo está dedicado
a todas las personas importantes de mi vida;
que junto a ellos me
formé como persona.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a nuestras familias por su gran apoyo.

También le damos las gracias a Carlos Arturo García Alzate, por su ayuda y paciencia durante la elaboración de este trabajo. A Luis Hernando Hurtado Tobón, por su inmensa colaboración en los análisis estadísticos. A Álvaro Botero por la ayuda en la elaboración de los mapas por medio del programa ArcView. A nuestro amigo Johan Carvajal, por su apoyo incondicional en cada instante de este trabajo. A Arles López y a Diana Griset ¡muchas gracias! De igual manera agradecemos a todas las personas que nos colaboraron en el trabajo de campo; y a los laboratorios de Ictiología, Biología y al laboratorio de Aguas por el préstamo de materiales y equipos.

CONTENIDO

	Página
INTRODUCCIÓN	1
MARCO TEÓRICO	2
ESTADO DEL ARTE	8
OBJETIVOS	10
Objetivo general	10
Objetivos específicos	10
MATERIAL Y MÉTODOS	10
Área de estudio	10
Fase de campo	11
Fase de laboratorio	12
Análisis de datos	12
RESULTADOS	14
Descripción: estaciones de muestreo	14
Zona alta estación 1 (E1)	14
Zona alta estación 2 (E2)	14
Zona media estación 1 (E3)	15
Zona media estación 2 (E4)	15
Zona baja estación 1 (E5)	16
Zona baja estación 2 (E6)	16
Variables fisicoquímicas	17

Descarga	20
Metabolismo y estado trófico	20
VARIABLES BIOLÓGICAS	22
Zooplancton	22
Fitoplancton	23
Peces	24
Macroinvertebrados	24
Índice BMWP/Col.	26
Análisis de variables canónicas	27
DISCUSIÓN	28
Variables fisicoquímicas	28
Metabolismo y estado trófico	31
VARIABLES BIOLÓGICAS	32
Análisis de variables canónicas	35
CONCLUSIONES	36
RECOMENDACIONES	37
REFERENCIAS	38
ANEXOS	46

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Puntajes de las familias de macroinvertebrados acuáticos para el índice BMWP/Col.

Tabla 2. Clases de calidad de agua, valores BMWP/Col., significado y colores para representaciones cartográficas.

Tabla 3. Variables Fisicoquímicas de la quebrada Hojas Anchas en la época de bajas lluvias.

Tabla 4. Variables Fisicoquímicas de la quebrada Hojas Anchas en la época de altas lluvias.

Tabla 5. Metabolismo de la quebrada Hojas Anchas en la época de bajas y altas lluvias.

Tabla 6. Diversidad de zooplancton de la quebrada Hojas Anchas en la época de bajas lluvias.

Tabla 7. Diversidad de fitoplancton de la quebrada Hojas Anchas en la época de bajas lluvias.

Tabla 8. Ictiofauna de la quebrada Hojas Anchas en la época de bajas y altas lluvias.

Tabla 9. Diversidad de macroinvertebrados de la quebrada Hojas Anchas en la época de bajas y altas lluvias.

Tabla 10. Índices de diversidad alfa para el fitoplancton registrado en la quebrada Hojas Anchas durante la época de bajas lluvias.

Tabla 11. Índices de diversidad alfa para los macroinvertebrados registrados en la quebrada Hojas Anchas durante la época de bajas y altas lluvias.

Tabla 12. Correlación más significativa del Análisis Canónico entre las variables fisicoquímicas y biológicas.

Tabla 13. Correlación más significativa del Análisis Canónico entre las características morfométricas y las variables biológicas.

Tabla 14. Correlación más significativa del Análisis Canónico entre las características morfométricas y las coliformes totales y fecales.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localización geográfica de la quebrada Hojas Anchas, afluente del río Espejo, Alto Cauca, Colombia.

Figura 2. Ubicación de las estaciones de muestreo de la quebrada Hojas Anchas.

Figura 3. Régimen pluviométrico de la quebrada Hojas Anchas según el Anuario Meteorológico Cafetero 2005.

Figura 4. Variación del oxígeno disuelto y porcentaje de saturación en la quebrada Hojas Anchas durante la época de bajas y altas lluvias.

Figura 5. Variación de la temperatura ambiente y del agua en la quebrada Hojas Anchas durante la época de bajas y altas lluvias.

Figura 6. Variación del dióxido de carbono y acidez en la quebrada Hojas Anchas durante la época de bajas y altas lluvias.

Figura 7. Variación de la alcalinidad y pH en la quebrada Hojas Anchas durante la época de bajas y altas lluvias.

Figura 8. Variación de la dureza total, cálcica y magnésica en la quebrada Hojas Anchas durante la época de bajas lluvias.

Figura 9. Variación de la conductividad y los sólidos disueltos en la quebrada Hojas Anchas durante la época de bajas y altas lluvias.

Figura 10. Variación de la DBO₅ y DQO en la quebrada Hojas Anchas durante la época de bajas y altas lluvias.

Figura 11. Correlación estimada para los datos de metabolismo y estado trófico.

Figura 12. Variación de la temperatura ambiente y del agua para el ciclo nictemeral en la quebrada Hojas Anchas durante la época de bajas y altas lluvias.

Figura 13. Variación de las temperaturas del ambiente máximas y mínimas para el ciclo nictemeral en la quebrada Hojas Anchas durante la época bajas y altas lluvias.

Figura 14. Variación del oxígeno disuelto y porcentaje de saturación en la botella clara y oscura para el ciclo nictemeral en la quebrada Hojas Anchas durante la época de bajas lluvias.

Figura 15. Variación del oxígeno disuelto y porcentaje de saturación en la botella clara y oscura para el ciclo nictemeral en la quebrada Hojas Anchas durante la época de altas lluvias.

Figura 16. Comportamiento nictemeral del déficit de oxígeno en la botella clara y oscura en la quebrada Hojas Anchas en la época de bajas lluvias.

Figura 17. Comportamiento nictemeral del déficit de oxígeno en la botella clara y oscura en la quebrada Hojas Anchas en la época de altas lluvias.

Figura 18. Índices de diversidad alfa para el fitoplancton registrado en la quebrada Hojas Anchas durante la época de bajas lluvias.

Figura 19. Índices de diversidad alfa para los macroinvertebrados registrados en la quebrada Hojas Anchas durante la época de bajas lluvias.

Figura 20. Índices de diversidad alfa para los macroinvertebrados registrados en la quebrada Hojas Anchas durante la época de altas lluvias.

Figura 21. Índices de diversidad alfa entre épocas para los macroinvertebrados registrados en la quebrada Hojas Anchas.

Figura 22. Valores BMWP/Col según las clases de calidad de agua de la quebrada Hojas Anchas.

INTRODUCCIÓN

La acción humana ha conducido a la alteración del ciclo hidro-ecológico con repercusiones sobre la condición y la calidad del agua y el suelo. Esta situación es consecuencia de la utilización de sistemas de producción agrícola, ganadera y de la organización social que no siempre han tenido en cuenta las condiciones del medio natural (Figuroa *et al.* 1999; Karr 1999; Oscoz *et al.* 2006). Por tal motivo la preservación de la integridad de las fuentes de agua, entendida como el mantenimiento de su estructura y función, implica conservar el balance natural de sus condiciones fisicoquímicas y biológicas como un todo. Aunque determinar el estado ambiental de los ríos y quebradas no es fácil, es fundamental conocer su estado actual por medio de análisis fisicoquímicos, principalmente cuando han estado sujetos por largo tiempo a perturbaciones antropogénicas (Arango *et al.* 2008; Barbour *et al.* 1999). Adicional a esto, se considera que las características de las comunidades acuáticas también actúan como testigos del nivel de deterioro ambiental de las corrientes superficiales, puesto que al presentarse contaminación en los cuerpos de agua se altera la fauna de peces, macroinvertebrados y plancton, de manera que se desarrollan las especies más tolerantes y se afectan las más susceptibles (Laws 1981; Lugo y Fernández 1994), lo cual puede afectar el balance entre producción y consumo de oxígeno, entendido como el estado trófico, éste define la integridad biológica de un ecosistema (Dodds 2007), es decir, los procesos que llevan a cabo las comunidades que constituyen la biota estableciendo una alternancia de actividades autotróficas, resultado de la producción primaria, y heterotróficas resultado de la respiración (Dodds 2006).

En este contexto, el departamento del Quindío es una de las regiones de Colombia que cuenta con mayor cantidad de recursos naturales con relación a su tamaño, además de una oferta hídrica abundante. Sin embargo, sus principales fuentes hídricas han sufrido en los últimos años un deterioro de su calidad y cantidad producto de la tendencia demográfica

actual y del consecuente aumento de las actividades económicas, sociales y culturales (Lozano *et al.* 2003). Con lo anterior, se hace necesario conocer el estado actual de las fuentes hídricas del departamento del Quindío como es el caso de la quebrada Hojas Anchas la cual, junto a la quebrada Armenia, forman el río Espejo que funciona como fuente hídrica de abastecimiento para los municipios de Armenia, Montenegro y Quimbaya. La quebrada Hojas Anchas presenta una fuerte intervención debido a procesos agropecuarios y al vertimiento de aguas residuales domésticas por parte de la comunidad aledaña lo que genera una pérdida potencial de este recurso, no sólo para consumo humano sino también para aquellas personas que dependen de esta fuente hídrica para las diversas actividades económicas y sociales; incluida la pérdida de la diversidad de fauna y flora existente en esta microcuenca. Por tal razón, es de gran importancia evaluar la calidad del agua por medio de las comunidades biológicas y a través de los análisis fisicoquímicos para conocer la calidad actual del agua y así establecer las zonas críticas de la quebrada y darle un mejor uso.

MARCO TEÓRICO

Los ríos y quebradas están asociados comúnmente a lugares de erosión, de transporte y de sedimentación de materiales (Roldán 1992; Naranjo 1999) los cuales enfrentan periodos de altas y bajas lluvias que permite constantes procesos de sucesión con proliferación de comunidades resistentes a cambios ambientales y a su vez capaces de obtener su alimento de diversas fuentes (Rivera y Mejía 2004). El régimen climático para el neotrópico se caracteriza por dos periodos de altas lluvias y dos periodos de bajas lluvias, lo cual es altamente condicionante para la estructura y productividad de las comunidades y propicia temporadas favorables y desfavorables para el desarrollo y crecimiento de los ecosistemas (Ramírez y Viña 1998).

Existen diversos factores relacionados entre sí y que determinan las condiciones ecológicas del medio acuático como la temperatura, que desempeña un rol indispensable en el funcionamiento de los ecosistemas al regular otros factores como pH, densidad, solubilidad de nutrientes y los gases, entre otros; estas otras variables fisicoquímicas determinan el establecimiento y desarrollo de las comunidades acuáticas. La conductividad térmica, permite conducir electricidad y evaluar cuanto material está disuelto en el agua; la dureza total se refiere a la suma de los iones metálicos disueltos en agua tales como magnesio, sodio, calcio y hierro; la alcalinidad total corresponde a la capacidad del cuerpo de agua de neutralizar ácidos. En conjunto con éstas, existen otras sustancias de origen natural que confieren color al agua, como: material vegetal en descomposición, limos y arcillas en suspensión y algunos minerales disueltos de hierro y manganeso (Anchor 1996).

Mientras que las variables fisicoquímicas revelan cierta información sobre un ecosistema en cuanto a su productividad; el metabolismo acuático se refiere al estudio de la estructura y función del mismo, es decir, a su estado trófico (Odum 1972). El metabolismo de un ecosistema acuático es la suma de los procesos de producción y consumo de oxígeno que llevan a cabo las comunidades que constituyen la biota. Según esto, en el día los procesos de producción de materia orgánica predominan sobre los de mineralización; mientras que en la noche, ocurre lo contrario. En contraste el ciclo anual presenta una alternancia estacional de periodos de autotrofia y heterotrofia; sin embargo, el balance no siempre es equilibrado. Un ecosistema autotrófico es aquel en el que la producción es mayor que la mineralización, presenta una producción neta de materia orgánica, no requiere contribución externa de ésta para mantenerse, ni de una fuente alóctona de nutrientes, en él hay consumo de CO₂ y liberación de oxígeno. En el ecosistema heterotrófico predomina la mineralización sobre la producción, por ello existe una mineralización neta, este sistema requiere contribuciones alóctonas de materia orgánica para subsistir, aunque no es obligatoria una fuente de nutrientes, en él hay consumo de oxígeno y liberación de CO₂ (Doods 2007). Se considera que el CO₂ es el mejor indicador del metabolismo del ecosistema por ser el

precursor de la fotosíntesis y el producto final de la degradación de la materia orgánica (Carmouze 1994).

Por lo anterior, tanto las variables fisicoquímicas como el metabolismo acuático influyen en gran medida sobre la biota del ecosistema, la cual representa una inmensa diversidad relacionada con la infinidad de nichos disponibles (Roldán y Ramírez 2008). De esta forma la estructura de comunidades acuáticas es de importancia en la evaluación de los sistemas hídricos, ya que por medio de ellos se evalúa el estado de dicho ecosistema en función de la interacción que existe entre estos organismos y su medio abiótico; grupos como: insectos (estado larval o adulto), crustáceos, ácaros, hirudíneas, anélidos, plancton y peces son útiles como indicadores biológicos de la calidad del agua (Machado y Roldán 1981) y soportan espacio-temporalmente el efecto de los cambios que allí se producen (Escobar 1989). El concepto de organismo indicador se refiere a especies seleccionadas por su sensibilidad o tolerancia a algunas variables fisicoquímicas. Usualmente se emplean bioindicadores de contaminación debido a su especificidad y fácil monitoreo (Arce *et al.* 2006; Vásquez *et al.* 2006). Roldán (1992), define a los organismos indicadores como la presencia de una especie en particular que demuestra la existencia de ciertas condiciones en el medio, mientras que su ausencia es la consecuencia de la alteración de tales condiciones. La denominación de una especie como indicadora requiere de conocimiento previo respecto a su composición comunitaria bajo condiciones normales, incluye su ciclo de vida y su estacionalidad, de manera que sea posible comparar las condiciones antes y después de una perturbación (Vásquez *et al.* 2006). Los bioindicadores pueden ser: bioindicadores en sentido estricto, los que con su presencia o ausencia y abundancia indican los efectos de un factor ambiental de forma cualitativa; y biomonitores, los que indican la presencia de contaminantes o perturbaciones no sólo de forma cualitativa sino también cuantitativa porque sus reacciones son proporcionales al grado de contaminación o perturbación (Capo 2002). Los indicadores biológicos evalúan la contaminación que presenta un sistema acuático, determinado por su sensibilidad o tolerancia a las diferentes perturbaciones

ambientales (Badii *et al.* 2005) por lo cual pueden clasificarse atendiendo a diferentes criterios (Capo 2002). El más sencillo consiste en atender al grado de sensibilidad que muestran frente a los estímulos ambientales, así se puede diferenciar entre grupos muy sensibles (orden Plecoptera), sensibles (orden Coleoptera), poco sensibles (orden Trichoptera) y resistentes (orden Oligoquetos). Otro criterio que puede utilizarse es la forma de respuesta a los estímulos, según esto pueden ser: detectores, los cuales viven naturalmente en un área y muestran respuestas tales como cambios de vitalidad, mortalidad, capacidad reproductora y abundancia ante cambios ambientales. La presencia de explotadores indica una alta probabilidad de perturbación, se hacen abundantes debido a la falta de competidores que han sido previamente eliminados por la perturbación. Los centinelas son organismos sensibles que se introducen artificialmente en un medio y detectan rápidamente la perturbación. Por otro lado los acumuladores son resistentes a ciertos compuestos ya que son capaces de absorberlos y acumularlos en cantidades moderadas. Entre los grupos de organismos que se emplean como bioindicadores de la calidad del agua se puede mencionar a las bacterias, entre las que se encuentran coliformes totales y fecales, su presencia es indicador de contaminación fecal por descarga resiente de desechos. El uso de bacterias coliformes proporciona una herramienta indispensable para conocer la calidad del agua y para tomar decisiones en relación del control de vertidos, tratamiento de aguas y conservación (Arcos *et al.* 2005). El fitoplancton y zooplancton son comunidades útiles como indicadores de la calidad del agua, pues constan de pequeños organismos con capacidad locomotora restringida o nula y cuya distribución está más o menos sujeta a los movimientos del agua (Sierra *et al.* 2004) y responden rápidamente a los cambios ambientales. Pueden adquirir mayor resistencia o tolerancia a diversas sustancias como fertilizantes, lo que permite un incremento en su desarrollo y abundancia repercutiendo en la eutroficación de las aguas (de la Lanza *et al.* 2000). La composición específica del fitoplancton y zooplancton puede ser un excelente criterio para caracterizar el estado trófico de los sistemas acuáticos y deducir la estructura de las comunidades

acuáticas, ya que las diferencias en el estado trófico se manifiestan claramente en las relaciones existentes entre zooplancton-fitoplancton (Conde-Porcuna *et al.* 2004). Si embargo, dentro de los indicadores biológicos más utilizados en la evaluación de los ecosistemas acuáticos del mundo se destacan los macroinvertebrados bentónicos, puesto a que presentan ventajas respecto a otros componentes de la biota acuática (Figueroa *et al.* 2003). La razón principal de esta preferencia se debe a su tamaño que hace su muestreo fácil y para lo cual existen técnicas estandarizadas que no requieren equipos costosos, sumado a la gran diversidad del grupo que presenta una amplia gama de tolerancia frente a diferentes parámetros de contaminación (Alba-Tercedor 1996). Dentro de los organismos considerados como indicadores de la calidad del agua se encuentran los peces (Vásquez *et al.* 2006). Según Arce *et al.* (2006), el uso de especies para detectar procesos y factores en los ecosistemas acuáticos tiene varias ventajas, entre ellas esta el hecho de que las poblaciones de animales y plantas acumulan información que los análisis fisicoquímicos no detectan, es decir, las especies y comunidades bióticas responden a efectos acumuladores intermitentes que en determinado momento pasan por alto.

Por tal motivo, esta información capturada por parte de las comunidades bióticas debe de ser analizada con el fin de caracterizar y cuantificar los cambios en la riqueza y/o abundancia provocados por la polución, para lo cual se han propuesto diversos índices ecológicos, los cuales son por definición la relación entre el número de individuos y el número de especies encontradas en un ambiente determinado. La confección de los índices bióticos conlleva a la realización de un inventario de las especies presentes en un determinado lugar de la manera más específica posible, ésto actualiza los conocimientos taxonómicos y de composición sobre la fauna acuática, que en algunos grupos no se conocía (Burillo 1997). Para los ecosistemas acuáticos, los índices de diversidad son básicamente una aproximación a la calidad biológica a través de la estructura de la comunidad; en cambio los índices bióticos son una aproximación a la contaminación del agua haciendo uso del concepto organismo indicador, aunque estos no representen la

estructura de la comunidad. Los índices bióticos son altamente especializados para un tipo particular de contaminación del agua, que normalmente es de origen orgánico. Cada uno de los índices está limitado al área geográfica en donde los organismos tolerantes fueron integrados. Por otro lado existen índices bióticos especializados para determinado grupo taxonómico y para diferentes ecorregiones (Vázquez *et al.* 2006). Los índices más comúnmente utilizados para describir la riqueza de especies según Moreno (2001) son: Margalef que evalúa la riqueza de un sitio determinado y transforma el número de especies por muestra a una proporción a la cual las especies son añadidas por expansión de la muestra, supone que hay una relación funcional entre el número de especies y el número total de individuos. Predominio ecológico de Simpson el cual manifiesta la probabilidad que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie, está fuertemente influido por la importancia de las especies más dominantes. Shannon-Wiener expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra, mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo al azar y que todas las especies están representadas en la muestra, la ventaja de este índice es que es independiente del tamaño de la muestra, los valores obtenidos van de 0 a 5. Valores entre 0 a 1,5 indican aguas muy contaminadas; de 1,5 a 3 medianamente contaminadas y de 3 a 5 aguas limpias. Otros índices utilizados para describir el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre diferentes comunidades en un paisaje (diversidad beta) son: Coeficiente de similitud de Jaccard donde el intervalo de valores para este índice va de 0 cuando no hay especies compartidas entre ambos sitios, hasta 1 cuando los dos sitios tienen la misma composición de especies. Morisita-Horn está fuertemente influido por la riqueza de especies y el tamaño de las muestras y tiene la desventaja de que es altamente sensible a la especie más abundante. Otro método utilizado para evaluar la calidad del agua es el Biological Monitoring Working Party (B.M.W.P 1978), modificado por Roldán (2003) es un índice que se basa en la presencia de una comunidad de macroinvertebrados que actúan como sensores ambientales; por lo que se

requiere determinar los individuos a nivel de Familia, a las cuales se les ha asignado un valor determinado de acuerdo con sus niveles de tolerancia o sensibilidad a la contaminación. Con estos valores posteriormente se realiza una sumatoria que da el valor total por estación y equivale a un determinado rango de calidad de agua (Tablas 1 y 2).

ESTADO DEL ARTE

En Colombia los primeros reportes limnológicos fueron realizados por el profesor Joaquín Molano (1954) quien llevó a cabo una serie de estudios basados en observación de plancton y mediciones fisicoquímicas en varias lagunas y ríos de este país, donde encontró buenos niveles de conservación en la mayoría de los cuerpos de agua y realizó importantes aportes sobre las comunidades planctónicas. Posteriormente, Matthias y Moreno (1983) realizaron un estudio de algunas variables fisicoquímicas y biológicas en el río Medellín, donde se registró poca perturbación en las dos primeras estaciones de muestreo con niveles fisicoquímicos óptimos para el establecimiento de gran diversidad de macroinvertebrados acuáticos; sin embargo, observaron gran deterioro a lo largo de las siguientes seis estaciones con niveles bajos en las variables fisicoquímicas y biológicas.

A partir de los años noventa se evidencia un gran avance en la limnología con trabajos como los de Caicedo y Palacio (1998) los cuales establecen el efecto de la contaminación orgánica sobre la fauna béntica de la quebrada La Mosca, en el oriente del departamento de Antioquia en tres estaciones de muestreo, donde las variables fisicoquímicas y biológicas indicaron que la estación uno presentó las mejores condiciones ambientales; sin embargo, los índices de diversidad Shannon, Simpson, Margalef y Pielou no presentaron un comportamiento claro relacionado con el grado de saprobiedad del agua en las tres estaciones de muestreo. Roldán (2003) usa los macroinvertebrados como indicadores de la

calidad del agua y a su vez propone la metodología del BMWP para Colombia inicialmente propuesta por Zamora-Muñoz y Alba-Tercedor (1996). Gallo-Sánchez *et al.* (2004) evaluaron la dinámica de la comunidad zooplanctónica en la laguna del Parque Norte, de Medellín y encontraron que estaba compuesta principalmente por tres especies: el copépodo *Arctodiaptomus dorsalis*, el rotífero *Brachionus plicatilis* y el branquiópodo cladócero *Moina macrophthalma* siendo *A. dorsalis* la especie con mayor cantidad de individuos, las variaciones de la densidad en la comunidad dependieron del aumento o disminución de *Botryococcus braunii* el alga dominante en la laguna.

En cuanto al estado trófico, Dodds (2006 y 2007) realizó una revisión sobre el concepto de estado trófico en las quebradas; concluyendo que el nitrógeno y el fósforo son los principales nutrientes que influyen en el enriquecimiento de los estados autotrófico y heterotrófico los cuales pueden afectar las comunidades acuáticas. García-Alzate *et al.* (2007) analizaron las características fisicoquímicas y biológicas en las quebradas Doña Juana y Villa Paola, afluentes del río Quindío, Alto Cauca, Colombia; clasificando a la quebrada Doña Juana como un ecosistema oligotrófico y a Villa Paola como eutrófico. Por otra parte, Londoño *et al.* (2007) determinaron la residualidad de plaguicidas organoclorados y organofosforados por cromatografía de gases, variación en las variables fisicoquímicas e identificación de macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la calidad del agua en el río Espejo; en este estudio se tomó la quebrada Hojas Anchas como una estación de muestreo, en donde se encontró gran cantidad de coliformes totales y fecales. Recientemente García-Alzate *et al.* (2008) realizaron un análisis bimodal y nictemeral de la quebrada San José, afluente del río Otún, Alto Cauca, Colombia; en donde evaluaron variables fisicoquímicas y biológicas y concluyeron que este ecosistema es oligotrófico en bajas lluvias con tendencia a la eutroficación en altas lluvias. Luego Rivera-Usme *et al.* (2008) realizaron un estudio de la entomofauna acuática de ocho quebradas en La Tebaida y Calarcá, Quindío, Colombia; dicho análisis fisicoquímico indicó un buen nivel de conservación de estas aguas.

OBJETIVOS

General

Determinar la calidad del agua de la quebrada Hojas Anchas, río Espejo, Alto Cauca, Colombia.

Específicos

- Determinar el comportamiento bimodal de variables fisicoquímicas.
- Establecer el estado trófico y de productividad.
- Realizar una caracterización biológica de las comunidades de zooplancton, fitoplancton, macroinvertebrados, peces y coliformes.
- Analizar las variables biológicas a partir de índices ecológicos de diversidad alfa, beta y el método Biological Monitoring Working Party modificado para Colombia (BMWP/Col).
- Realizar una descripción vegetal y física de las estaciones de muestreo.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio: Quebrada Hojas Anchas (Figura 1) nace en el municipio de Circasia, vereda La Cristalina a $04^{\circ} 36' 38''$ N, $75^{\circ} 39' 09''$ O; situada a 1720 m.s.n.m. Esta se une con la quebrada Armenia en el municipio de Montenegro y ambas forman el río Espejo en las veredas Pantanillo y Santa Rita a $04^{\circ} 32' 21''$ N, $75^{\circ} 44' 27''$ O; a 1240 m.s.n.m. Con una longitud total de 21.435m lineales.

1. Fase de campo: se tomaron muestras en la quebrada Hojas Anchas en tres zonas: zona alta, media y baja (Figura 2). En cada zona se tomaron dos estaciones de muestreo de 200m cada una, para un total de seis estaciones a lo largo de la quebrada, las cuales se caracterizaron de acuerdo a sus aspectos físicos y vegetación. Los datos fueron tomados en épocas de bajas lluvias (julio – agosto de 2008 y enero – febrero de 2009) y en altas lluvias (octubre – diciembre de 2008 y marzo – mayo de 2009); según el análisis pluviométrico mensual multianual de la zona (Figura 3). *In situ* fueron medidas variables fisicoquímicas como pH con potenciómetro; conductividad con conductímetro; oxígeno disuelto, porcentaje de saturación de oxígeno, temperatura del agua y del aire con oxímetro digital; ancho y profundidad de la quebrada con decámetro y flexómetro respectivamente; y velocidad de corriente, registrado como el tiempo que tarda una bola de icopor en recorrer un metro. También se tomaron muestras puntuales de agua en botellas debidamente esterilizadas y se transportaron al laboratorio de aguas de la Universidad del Quindío para evaluar variables fisicoquímicas. Se recolectaron muestras de agua para registrar el zooplancton y fitoplancton presente en la quebrada, se fijaron *in situ* con formol al 5%, se tiñeron con lugol y se trasladaron al laboratorio de biología de la Universidad del Quindío para su posterior determinación. La captura de macroinvertebrados fue directa y con redes de mano acuáticas, cada estación se dividió en ejemplares de corriente y orilla en donde se tomaron individuos debajo de trocos, piedras y hojas. Las muestras se fijaron en alcohol al 70% en frascos debidamente rotulados para ser determinadas en el laboratorio de biología de la Universidad del Quindío. Para obtener las muestras de peces se utilizaron atarrayas y redes de arrastre a favor y en contra de la corriente, y de orilla a orilla para abarcar la mayor cantidad posible de biotopos. Los ejemplares fueron determinados *in situ*, cuando esto no fue posible se fijaron en formol al 10% y se trasladaron al laboratorio de ictiología de la Universidad del Quindío (IUQ) para su identificación. Para evaluar el metabolismo y el estado trófico de la quebrada se utilizaron dos botellas: una oscura y otra clara donde se registró el oxígeno disuelto, porcentaje de saturación y pH durante un periodo de 24 horas

con intervalos de una hora. Para el segundo periodo de 2008 en altas lluvias en la estación 6 no se tomó ningún dato debido a las fuertes lluvias que impidieron el ingreso a la zona. En cuanto al pH para metabolismo en la época de bajas lluvias no se registró ya que no se contó con equipo disponible.

2. Fase de laboratorio: se analizaron variables fisicoquímicas como alcalinidad, acidez, sólidos: totales, disueltos y suspendidos, dureza: total, magnésica y cálcica, demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), coliformes totales (CT) y coliformes fecales (CF); para coliformes se utilizó la técnica del filtro de membrana (membrana de esteres de celulosa de 0.45 micrómetros). Todo lo anterior de acuerdo con la metodología recomendada por la APHA (1998). Se determinó el fitoplancton y zooplancton presente por medio de un estereoscopio mediante la técnica de registro por gotas con la ayuda de descripciones y claves (Kudo 1966, Bicudo y Bicudo 1970, Nedham y Nedham 1978). Los macroinvertebrados acuáticos se determinaron en el laboratorio de biología por medio de un estereoscopio con la ayuda de claves y descripciones para la zona (Roldán 1988, Domínguez *et al.* 1992, Ruiz-Moreno *et al.* 2000, Ruiz-Moreno y Ospina-Torres 2000) y fueron rotulados: orden, familia, género, periodo climático, microhábitat, estación, zona y colectores. Los peces se determinaron con base en claves y descripciones para la zona (Román-Valencia 1995, 2003; Román-Valencia y Ruiz-Calderón 2007; Ruiz-Calderón y Román-Valencia 2006) y fueron depositados en la colección de peces del laboratorio de ictiología de la Universidad del Quindío.

3. Análisis de datos: se realizó un análisis de variables canónicas (CVA), para determinar la correlación de las variables fisicoquímicas, biológicas y morfométricas de la quebrada por cada época (altas y bajas lluvias). Para los datos de metabolismo y estado trófico se estimó la autocorrelación, para conocer si el conjunto de variables de bajas lluvias son significativamente diferentes al conjunto de variables de altas lluvias y se aplicó un ANDEVA de dos factores (factor uno igual a variación temporal y factor dos igual a

variación nictemeral). Lo cual se llevó a cabo con el programa STATGRAPHICS Centurium XV con un $p=0,05$.

Se evaluó la descarga para cada una de las zonas de la quebrada según Hynes (1972) y así calcular la carga de materiales disueltos o suspendidos que transporta en una unidad de tiempo:

$$D = \frac{wdal}{t}$$

Donde: w = ancho

d = profundidad

a = 0,8

l = distancia recorrida por la bola de icopor

t = tiempo

El método del oxígeno disuelto para estimar el metabolismo de la quebrada (producción y respiración) según Wetzel y Likens (2000) se basa en la siguiente relación:

$$(\text{mg/l}) = (\text{O.D.deficit 1} + \text{O.D.deficit 2}) / 2 * K \text{ oxígeno} * T$$

Donde: K = 0.8

T = tiempo (24 horas)

Se obtuvo los índices de diversidad alfa (diversidad de Shannon-Wiener, riqueza de Margalef y dominancia de Simpson) y beta (índice de similitud cualitativo de Jaccard e índice cuantitativo de Morisita-Horn) según Moreno (2001). Se utilizó el índice BMWP para Colombia según Roldán (2003). Se aplicó la prueba t-student de dos muestras para

comparar las medias de los índices de diversidad alfa y conocer si son estadísticamente significativos.

En las tablas donde se registraron los valores de las variables fisicoquímicas, el primer dato corresponde al segundo periodo de 2008 (2008-II) y el segundo dato corresponde al primer periodo de 2009 (2009-I).

RESULTADOS

Descripción: estaciones de muestreo

Zona alta

Estación 1 (E1): localizada en el municipio de Circasia a 04° 36' 38" N y 75° 39' 09" O y 1720 m.s.n.m. en la vereda la Cristalina cerca a la carretera, se encuentra canalizada, Esta estación presentó un ancho, profundidad y velocidad de corriente promedio de 1,23m; 0,18m y 0,13m/s respectivamente en bajas lluvias y 2,34m; 0,66m y 0,5m/s respectivamente en altas lluvias. Sustrato conformado por detritus, fango y piedras. El color del agua en bajas lluvias fue cristalino mientras que en altas lluvias varió de cristalino a marrón. Fueron observados desechos inorgánicos como latas, vidrios, plástico y desechos orgánicos domésticos.

Estación 2 (E2): localizada en la vereda la Cristalina a 04° 36' 16" N y 75° 39' 15" O y 1680 m.s.n.m. Esta estación presentó un ancho, profundidad y velocidad de corriente promedio de 2,83m; 0,34m y 0,32m/s respectivamente en bajas lluvias y 4,22m; 0,76m y 0,46m/s respectivamente en altas lluvias. Se encuentra rodeada por terrenos de ganadería, con pendientes formado un cañón. Sustrato conformado por arena, piedras y detritus. El

color del agua en bajas lluvias fue cristalino mientras que en altas lluvias varió de cristalino a grisáceo. En esta estación se observó algunas partes de la quebrada con abundante espuma.

Las dos estaciones se encontraron rodeadas por un bosque intervenido conformado principalmente por Curador (*Piper* sp.), palma bolinillo (*Chamadorea pinnatifrons*), helecho arbóreo (*Cyathea* sp.), agengible (*Hedychium coronarium*), laureles (*Ocotea* sp.), cafesillo (*Palicuria angustifolia*) y guadua (*Guadua angustifolia*).

Zona media

Estación 1 (E3): localizada en el municipio de Armenia a 04° 34' 27" N y 75° 40' 11" y 1480 m.s.n.m. en la Vereda Mesopotamia. Esta estación presentó un ancho, profundidad y velocidad de corriente promedio de 5,47m; 0,86m y 0,7m/s respectivamente en bajas lluvias y de 7,8m; 0,91m y 0,72m/s respectivamente en altas lluvias. Sustrato conformado por piedras y arena. El color del agua fue cristalino en bajas lluvias y marrón en altas lluvias. Es la estación menos intervenida debido a que la comunidad de personas aledañas a ella cuentan con el funcionamiento de pozos sépticos, con el apoyo de técnicos de la CRQ para su mantenimiento y conservación y realizan limpiezas permanentes.

Estación 2 (E4): localizada en la vereda Hojas Anchas a 04° 33' 10" N y 75° 40' 22" O y 1465 m.s.n.m. Esta estación presentó un ancho, profundidad y velocidad de corriente promedio de 9,16m; 0,59m y 0,64m/s respectivamente en bajas lluvias y de 7,2m; 0,66m y 0,59m/s respectivamente en altas lluvias. Sustrato conformado por piedras, arena y detritus. El color del agua fue marrón en bajas lluvias mientras que en altas lluvias varió de grisáceo a marrón. Esta estación recibe las aguas de la quebrada La Aldana, la cual se encuentra fuertemente intervenida. Además allí se encuentran ubicados galpones que envían directamente sus desechos a la quebrada Hojas Anchas.

La vegetación de esta zona está conformada principalmente por Cordoncillo (*Piper* sp.), helecho arbóreo (*Cyathea* sp.), café (*Coffea arabica*), maíz (*Zea mays*), Balso real (*Ocroma pyramidale*), laureles (*Ocotea* sp.), manzanillo (*Toxicodendron estriatum*), plátano (*Musa paradisiaca*), lurel comino (*Nectandra acutifolia*), caucho (*Clusia biflora*), agengible (*Hedychium coronarium*), cadro rosado (*Cedrela odorata*), guadua (*Guadua angustifolia*) y guamos (*Inga densiflora*).

Zona baja

Estación 1 (E5): localizada en el municipio de Montenegro a 04° 32' 23" N y 75° 44' 11" O y 1243 m.s.n.m. en las veredas Pantanillo y Santa Rita. Esta estación presentó un ancho, profundidad y velocidad de corriente promedio de 11,2m; 0,47m y 0,69m/s respectivamente en bajas lluvias y de 10,99m; 0,53m y 0,45m/s respectivamente en altas lluvias. Sustrato conformado por piedras y arena. El color del agua en bajas lluvias fue marrón mientras que en altas lluvias varió de cristalino a marrón. Se encuentra expuesta a las radiaciones solares directas. Esta intervenida por cultivos de plátano y café, y presentó un bosque altamente intervenido.

Estación 2 (E6): localizada en las veredas Pantanillo y Santa Rita a 04° 32' 21" N y 75° 44' 27" O y 1240 m.s.n.m. Esta estación presentó un ancho, profundidad y velocidad de corriente promedio de 11,87m; 1,87m y 0,76m/s respectivamente en bajas lluvias y de 21,26m; 1,16m y 0,45m/s respectivamente en altas lluvias. Sustrato conformado por arena, piedras y fango. El color del agua varió de cristalino a marrón en bajas lluvias y fue marrón en altas lluvias. Se encuentra intervenida por los llamados Areneros, estas personas construyen barreras y crean pozos para la extracción de arena y piedras. Se encuentra expuesta a la radiación solar con pocas áreas de sombra.

Esta zona la conformó una vegetación dominante de Café (*Coffea arabica*), plátano (*Musa paradisiaca*), guadua (*Guadua angustifolia*), agengible (*Hedychium coronarium*) y anturios (*Amturium* sp.).

Variables fisicoquímicas

Los valores del oxígeno disuelto (O.D.) y porcentaje de saturación de oxígeno (% O₂) (Tablas 3 y 4, Figura 4) en bajas lluvias fueron generalmente más bajos que los registrados en altas lluvias, con promedios de 4,35 mg/l y 59,42% respectivamente; mientras que los valores de oxígeno disuelto y porcentaje de saturación en altas lluvias registraron promedios de 4,6 mg/l y 64% respectivamente. La estación que registró el valor mínimo de oxígeno disuelto y porcentaje de saturación fue la E5 en bajas lluvias con 2,5mg/l y 39% respectivamente, estos valores pueden estar relacionados con el bajo número de individuos de fitoplancton registrados en esta estación ya que no hay aporte considerable de producción de oxígeno; mientras que los máximos valores de oxígeno disuelto fueron registrados en altas lluvias en las E1, E2, E4 y E5 con 6 mg/l y el máximo valor de porcentaje de saturación de oxígeno lo registró la E6 con 89%. Este ligero aumento del oxígeno disuelto se debe a que con la llegada de las lluvias se genera un aumento del caudal y a una mayor reoxigenación a la quebrada.

La temperatura ambiente en bajas lluvias osciló entre los 18,9° C y 25° C. El valor más constante durante esta época fue 21° C registrados en las E3, E4 y E5; para la temperatura del agua en bajas lluvias los valores oscilaron entre los 19° C y 23° C, el valor más constante fue 19°C registrados en las E3 y E4. En altas lluvias la temperatura ambiente y del agua presentó valores entre los 16° C y 23° C. De acuerdo con esto, la temperatura del agua permaneció constante durante el periodo de estudio registrándose los valores máximos en la zona media y baja; debido a que estas zonas no presentan una alta vegetación ribereña y por tanto los rayos del sol llegan directamente a la superficie del agua, mientras que los valores más bajos se registraron en la zona alta, pues esta presenta un terreno pendiente con

gran cobertura vegetal, lo que genera que gran parte de los rayos del sol queden atrapados en el dosel del bosque (Tablas 3 y 4, Figura 5).

El dióxido de carbono (CO_2) y la acidez (Tablas 3 y 4, Figura 6) registraron sus máximos valores en bajas lluvias para ambos periodos (2008-II y 2009-I) en la E6 (40,48 mg/l; 31,68 mg/l y 46 mg/l CaCO_3 ; 36 mg/l CaCO_3 respectivamente), mientras que los valores más bajos para esta época se registraron en la E3 con 10,56 mg/l y 6 mg/l CaCO_3 ; 12 mg/l CaCO_3 . Para altas lluvias el valor más alto de CO_2 se registró en la E5 con 28,8 mg/l y una acidez de 18 mg/l CaCO_3 . Estos niveles altos de CO_2 en la zona baja pueden estar influenciados por una mayor degradación de la materia orgánica, mayor respiración por parte de los macroinvertebrados los cuales fueron más abundantes en esta zona generando de este modo un aumento en la acidez.

El pH (Tablas 3 y 4) presentó fluctuaciones entre 5,5 y 7,2 en bajas lluvias, y fue mayor en altas lluvias (6,0 – 8,3). Este aumento del pH en altas lluvias es consecuencia a la remoción de CO_2 por actividades fotosintéticas o por aireación. El pH y la alcalinidad (Tablas 3 y 4, Figuras 7) registraron los valores máximos en bajas lluvias en la E4 (7,2 y 56 mg/l CaCO_3 respectivamente). En altas lluvias la E4 registró el pH más alto (8,3) con una alcalinidad de 36 mg/l CaCO_3 . La quebrada Hojas Anchas se puede clasificar como aguas moderadamente amortiguadas. A su vez las durezas (total, cálcica y magnésica) (Tablas 3 y 4, Figura 8) en bajas lluvias presentaron valores muy bajos, entre 0 y 16 mg/l CaCO_3 . En los periodos restantes no se presentaron durezas, debido posiblemente a la precipitación de sales minerales de calcio y magnesio. Según la dureza la quebrada se clasifica como aguas blandas o biológicamente poco productivas ya que las concentraciones de los cationes de calcio y magnesio son poco abundantes en la quebrada.

Tanto los sólidos totales (ST) como los sólidos suspendidos (SS) (Tablas 3 y 4) registraron fuertes fluctuaciones en bajas lluvias (64 – 235,7 mg/l y 1 – 63 mg/l respectivamente); en altas lluvias los ST mostraron fluctuaciones muy marcadas entre la zona alta y la zona

media (11 – 394 mg/l respectivamente) al igual que los SS (9 – 57 mg/l). Estas variaciones de los sólidos totales y suspendidos puede deberse al desprendimiento de material limoso, al aumento de la velocidad de corriente generando resuspensión del material del fondo.

La conductividad en ambos periodos presentó un comportamiento muy fluctuante entre estaciones, cuando los sólidos disueltos (SD) disminuían la conductividad también registró valores bajos y a su vez estos aumentaban cuando los SD registraban valores altos (Tablas 3 y 4, Figura 9). Los valores máximos se presentaron en bajas lluvias en la E6 (130 μ S/cm y 229,5 mg/l respectivamente); sin embargo, los valores de conductividad en general fueron bajos. En altas lluvias los registros obtenidos de conductividad y SD fueron menores que en bajas lluvias, la conductividad estuvo entre 30 μ S/cm y 110 μ S/cm y los SD entre los 2 mg/l y 186 mg/l, este último valor se registró en la E3.

La DBO₅ en bajas lluvias registró valores entre 1,8 mg/l O₂ y 27 mg/l O₂ con un promedio de 13,41 mg/l O₂. En altas lluvias registró valores entre 3 mg/l O₂ y 34,3 mg/l O₂ y un promedio de 10,3 mg/l O₂; siendo la E3 la que registró el valor más bajo en bajas lluvias y la E2 la del valor más alto en altas lluvias. La DQO registró su valor más alto en la E2 (86 mg/l O₂) en altas lluvias, y su valor mínimo se presentó en la E6 (4.21 mg/l O₂) en bajas lluvias (Tablas 3 y 4, Figura 10); este comportamiento puede deberse a que la E6 presentó bajos niveles de materia orgánica.

Los coliformes totales y fecales (Tablas 3 y 4) indican un alto contenido de materia orgánica a lo largo de la quebrada, principalmente la E4 en bajas lluvias (C.T = 2898 UFC/100 ml y C.F = 1656 UFC/ 100 ml) debido a que en esta estación se realizan vertimientos directos de galpones de pollos y de aguas grises, y en la E1 en altas lluvias (C.T =1212 UFC/100 ml y C.F =806 UFC/100 ml) estos altos valores de coliformes se deben a factores ambientales como la temperatura ya que esta influye en la proliferación y supervivencia; es decir que al aumentar la temperatura se incrementan las reacciones

enzimáticas y las tasas de reproducción, además la quebrada presenta niveles óptimos de pH para el crecimiento de estos microorganismos.

Todas las variables fisicoquímicas estuvieron altamente influenciadas por la actividad ganadera y agrícola que se lleva a cabo en los alrededores de la quebrada, con lo anterior la quebrada Hojas Anchas presenta aguas oligotróficas en altas lluvias con tendencia a la eutroficación en bajas lluvias.

Descarga

En la quebrada Hojas Anchas existe una diferencia marcada de la descarga entre épocas. En bajas lluvias se observó que la descarga fue menor en la zona alta, seguido por la zona media, y mayor en la zona baja (Tabla 3). Para esta época se presentó una relación directa con los aspectos físicos (ancho, profundidad y velocidad de corriente) los sólidos disueltos y totales, es decir, a medida que aumentó el ancho y la profundidad de la quebrada aumentó la descarga, y al aumentar ésta aumentan los sólidos totales y disueltos.

En altas lluvias, la descarga fue mayor en la zona alta y menor en la zona baja (Tabla 4). En esta época la relación se presentó con el CO₂, la velocidad de corriente y los sólidos totales. Al aumentar la velocidad de corriente de igual manera aumentó la descarga, y con ésta incrementó el CO₂ pero disminuyeron los sólidos totales. Esto debido a que las fuertes lluvias aceleran la corriente de las aguas y se genera un lavado tanto de los sólidos como de las comunidades de fitoplancton y zooplancton; razón por la cual no se presentó registros de estas comunidades en la época de altas lluvias.

Metabolismo y estado trófico

Se determinó que las variables de metabolismo y estado trófico no se encuentran autocorrelacionadas entre sí, a pesar de que los datos se hayan tomado cada hora durante un ciclo nictemeral (Figura 11).

La temperatura del agua osciló entre los 20 y 24 °C en bajas lluvias y 20 y 22 °C en altas lluvias (Figura 12). El ANDEVA mostró diferencias significativas entre ambos periodos para la temperatura del agua ($F= 7,16$; $p= 0,011$), mientras que para la temperatura ambiente no mostró diferencias significativas entre ambos periodos ($F= 0,034$; $p= 0,85$) (Tabla 5). La temperatura mínima varió poco entre las estaciones con un promedio para bajas lluvias de 22 °C y para altas lluvias de 21,1 °C. La temperatura máxima y mínima del ambiente mostraron patrones similares, con valores bajos en las horas de la mañana y valores altos en las horas de la tarde (Figura 13), el ANDEVA no mostró diferencias significativas entre ambos periodos para las temperaturas mínima y máxima ($F= 0,14$; $p= 0,71$ y $F= 7,73$; $p= 0,015$ respectivamente) (Tabla 5).

La humedad relativa en ambas épocas tuvo una tendencia a aumentar con la llegada de la noche. Los valores más altos se obtuvieron en altas lluvias con un promedio de 61,5%. El ANDEVA no mostró diferencias significativas entre ambos periodos ($F= 0,12$; $p= 0,725$) para la humedad relativa (Tabla 5).

El oxígeno disuelto para bajas lluvias fue menor encontrándose entre 1,4 y 5 mg/l con un promedio de 3 mg/l, mientras que en altas lluvias los valores fueron mayores 5,3 a 8,5 mg/l con un promedio de 7,2 mg/l. El ANDEVA mostró diferencias significativas entre ambos periodos ($F= 208,2$; $p= 0,0001$). El porcentaje de saturación fue menor para bajas lluvias que para altas lluvias con un promedio de 40,3% y 90,2% respectivamente, mostrando el ANDEVA diferencias significativas entre los periodos ($F= 154,7$; $p= 0,00001$).

El porcentaje de saturación y el oxígeno disuelto para la botella clara, registraron en promedio para bajas lluvias 45,5% y 3,4 mg/l respectivamente (Figura 14). Mientras que en altas lluvias (Figura 15) se presentó un ligero aumento (89,2 % y 6,9 mg/l respectivamente). La botella oscura presentó igual comportamiento registrándose los valores mínimos en bajas lluvias (42,5% y 3,2 mg/l respectivamente) y los valores altos en altas lluvias (88,7% y 7,1 mg/l respectivamente). El ANDEVA para el oxígeno disuelto y el porcentaje de

saturación de la botella clara mostró diferencias significativas entre los periodos con un ($F= 207,5$ y $F= 177,5$ respectivamente $p=0,00001$). Para la botella oscura el oxígeno disuelto y el porcentaje de saturación también mostraron diferencias significativas ($F= 282,4$ y $F= 276,7$ respectivamente $p= 0,00001$) (Tabla 5).

La conductividad fue más alta en bajas lluvias registrando un promedio de $1166,5 \mu\text{S}/\text{cm}$; probablemente como consecuencia de un aumento de los sólidos disueltos y suspendidos en el agua. El ANDEVA reveló diferencias significativas entre los dos periodos ($F=510,7$; $p= 0,00001$). El pH de la botella clara y oscura permaneció en el rango de la neutralidad (con un promedio de $7,5$) para altas lluvias (Tabla 5).

En general el déficit de oxígeno tanto de la botella clara como de la oscura (Figuras 16 y 17) fue mayor en bajas lluvias con promedios de $0,54 \text{ mg}/\text{l}$ y $0,57 \text{ mg}/\text{l}$ respectivamente. El ANDEVA mostró diferencias significativas entre ambos periodos ($F= 924,8$; $p= 0,00006$) (Tabla 5).

Por lo anterior, y de acuerdo a las variaciones del oxígeno disuelto y porcentaje de saturación de oxígeno de las botellas clara y oscura y por ende al déficit de oxígeno, se determinó que el estado trófico de la quebrada Hojas Anchas fue heterotrófico en bajas lluvias y autotrófico en altas lluvias.

Variables biológicas

Zooplancton: esta comunidad estuvo representada por un total de 23 individuos agrupados en 11 géneros encontrados sólo para bajas lluvias (Tabla 6). El más abundante fue *Ichthyophthirius* con 6 registros y un $26,08\%$ de abundancia relativa (A.R.) presente en la E4, quizá debido a que en esta estación no hubo registro de peces, factor que incide altamente en la densidad del zooplancton. Seguido por *Stentor* con 5 registros y $21,74\%$ A.R. presentes en la E2 y la E6, en esta última estación el individuo más abundante fue *Prorodon*. En la E1 el más representativo fue *Chilodonella*. Tanto en la E3 como en la E5

no hubo registros de individuos, posiblemente debido a factores que inciden en su densidad; como la depredación por parte de peces y de invertebrados, por lo que con una abundancia tan baja de esta comunidad, se puede clasificar a la quebrada Hojas Anchas como aguas eutróficas.

Para esta comunidad no se aplicaron índices de diversidad por el bajo número de individuos recolectados

Fitoplancton: se determinaron 1075 taxones correspondientes a bajas lluvias (Tabla 7). Para altas lluvias no se registraron individuos. Esta comunidad estuvo representada por 4 familias y 39 géneros: Desmidiaceae (11 géneros), Cyanophyceae (7 géneros), Bacillariophyceae (12 géneros) y Chlorophyceae (9 géneros). La familia con mayor abundancia fue Desmidiaceae con 602 individuos, de los cuales el más representativo fue *Cosmarium* con 49,33% A.R.; seguido por *Tetrapedia* con 44,74% A.R. de la familia Bacillariophyceae, para la cual se registraron 209 individuos. Para el primer periodo de muestreo los géneros más representativos fueron *Cosmarium* (E1), *Protococcus* (E2), *Gonatozygon* (E3 y E5), *Tetmemorus* (E4) y *Nitzschia* (E6). Mientras que para el segundo periodo de muestreo, *Tetrapedia* fue el más representativo en todas las estaciones.

Los mayores valores de diversidad y riqueza se registraron en la E2 ($H' = 2,4$ y $DMg = 4,5$) y en la E6 ($H' = 2,5$ y $DMg = 4,1$) en las cuales a su vez se presentó la menor dominancia (0,2 y 0,1 respectivamente), lo que se puede deber a que estas son estaciones con unos niveles de temperaturas y CO_2 adecuados para el desarrollo de estos organismos y presentan un bosque nativo que permite la entrada de los rayos solares al agua, factor indispensable para el fitoplancton. La mayor dominancia se observó en la E1 ($\lambda = 0,5$) (Tabla 10, Figura 18). En cuanto a la diversidad beta, la mayor asociación se dio entre la E1 y la E6 con $I_j = 0,5$ y la mayor diferencia se dio entre la E2 y la E5 con un $M-H = 0,83$, lo cual indica que la asociación entre las estaciones de acuerdo a esta comunidad es poca. De acuerdo con lo anterior, el bajo número de fitoplancton registrado demuestra procesos de

eutroficación en la quebrada, ya que esta comunidad depende de variables fisicoquímicas como nitrógeno, fosforo, oxígeno y CO₂ entre otros para sus procesos metabólicos.

Peces: se registraron 7 familias y 10 especies (Tabla 8), con un total de 181 individuos (150 para bajas lluvias y 31 para altas lluvias). *Brycon henni* fue la especie más abundante con 76,42% A.R. para bajas lluvias y 29,03% A.R. para altas lluvias. Seguido por *Poecilia caucana* con 7,32% A.R. en bajas lluvias y 32,25% A.R. en altas lluvias, la cual es una especie tolerante a la contaminación y controladora de larvas de dípteros. Tanto en la E1 como en la E4 no se capturaron individuos en ninguna de las épocas de muestreo; las cuales presentaron la mayor intervención antrópica. Mientras que en la E3 y la E6 hubo registros para ambas épocas, siendo *Brycon henni* y *Chaetostoma fisheri* los más representativos para la E3; y *Brycon henni*, *Poecilia caucana* y *Astyanax aurocaudatus* los más representativos para la E6. Aunque esta última especie es abundante en ríos y quebradas oligotróficas, su presencia en esta quebrada con aguas eutróficas se debe posiblemente a que se está presentando un recambio en su población, ya que el número de individuos encontrado fue bajo (Tabla 8). En la E2 sólo se recolectaron individuos para bajas lluvias (*Astroblepus cyclopus*), y en la E5 sólo para altas lluvias (*Poecilia caucana*).

Para la comunidad de peces, al igual que para el zooplancton, no se aplicaron índices de diversidad por el bajo número de individuos recolectados.

Macroinvertebrados: se recolectó un total de 10717 individuos (7588 para bajas lluvias y 3129 para altas lluvias) agrupados en 7 órdenes, 22 familias y 36 géneros (Tabla 9). El orden más abundante para ambas épocas fue Díptera con 4522 individuos para bajas lluvias representado por 4 familias y 9 géneros, y 1670 individuos para altas lluvias representado por 2 familias y 3 géneros. La mayor A.R. la presentó *Simulium* sp. (55,89% en bajas lluvias y 48,35% en altas lluvias); seguido por *Baetodes* sp. (24,06% en bajas lluvias y 26,77% en altas lluvias). El orden Plecóptera sólo se registró para altas lluvias en la E3, con un único individuo perteneciente al género *Anacroneuria*. Este grupo es indicador de aguas

limpias y debido a su baja abundancia no se considera para este trabajo como indicador apto, lo cual se puede explicar por un posible recambio de esta comunidad. Para la E1 tan sólo se recolectaron individuos pertenecientes al orden Hemíptera; ya que esta estación se encuentra canalizada y por lo tanto presentó, en general, la menor velocidad de corriente, la cual es una característica necesaria para el establecimiento de este grupo.

La preferencia de microhábitat por parte de los macroinvertebrados fue mayor en orilla, con 6977 individuos agrupados en 5 órdenes y 22 géneros; mientras que para corriente se registraron 3740 individuos representados en 6 órdenes y 25 géneros. Los hemípteros y los coleópteros sólo se encontraron para orilla, ya que son organismos que prefieren aguas con corrientes lentas y poco profundas. Plecóptera sólo se encontró para corriente. Esto indica que la mayoría de macroinvertebrados se asocian en mayor medida a las condiciones de orilla, encontrando allí los recursos adecuados para sus ciclos de vida.

Los valores más altos de diversidad alfa (Tabla 11), Shannon-Wiener (H') y la riqueza de Margalef (DMg) se registraron en la E2 en bajas lluvias ($H' = 1,9$ y $DMg = 3,2$) (Figura 19), y en la E3 en altas lluvias ($H' = 2$ y $DMg = 2,6$) (Figura 20). Mientras que la dominancia de Simpson (λ), para ambas épocas, fue mayor en la E1 (0,7 para bajas lluvias y 0,5 para altas lluvias). Con lo anterior se puede evidenciar la diferencia entre las dos estaciones de la zona alta, en donde la E1 presentó una gran intervención antrópica debido a la disposición de basuras y al hecho de que se encuentra canalizada, por lo cual sólo permite el establecimiento de hemípteros. Contrario a la E2 que presentó niveles de conservación mayores. En general, tanto la diversidad, riqueza y dominancia presentaron sus mayores valores en bajas lluvias ($H' = 1,3$; $DMg = 3,5$ y $\lambda = 0,4$) (Figura 21). Sin embargo, los valores obtenidos por los índices de diversidad se consideran bajos, indicando que en general la quebrada Hojas Anchas presenta baja diversidad, baja riqueza y baja dominancia de macroinvertebrados. El mayor valor para el índice de Jaccard (I_j), se registró entre la E2 y la E6 con $I_j = 0,17$ en altas lluvias; y entre la E4 y la E5 con $I_j = 0,75$ en bajas lluvias,

debido a las especies de tricópteros y dípteros presentes en ambos sitios. La E1 no presentó especies compartidas con la zona media ni con la zona baja arrojando un $I_j = 0$. Esto también se corrobora con el índice de Morisita-Horn (M-H), el cual mostró que las mayores diferencias se dieron entre estas zonas, lo que demuestra que las condiciones de esta estación tan sólo permiten el establecimiento y la dominancia de hemípteros, lo cual genera que no existan especies compartidas con las demás estaciones de muestreo.

La prueba t-student para analizar la diversidad alfa no arrojó diferencias significativas tanto para estaciones como para épocas (bajas y altas lluvias).

Índice BMWP/Col.

El BMWP/Col. (Figura 22) en la E1 presentó un rango <15 lo que significa aguas fuertemente contaminadas, debido, posiblemente a que esta estación se encuentra canalizada y a la presencia de basuras que taponan el canal y generan estancamiento. En la E2 el rango estuvo entre 36-60 lo que indica aguas moderadamente contaminadas. La E3 en los periodos de muestreo fue la más diversa. El índice muestra aguas de calidad dudosa clasificándolas entre 36-60 lo que significa aguas moderadamente contaminadas. En la E4 el rango se presentó entre 16-35 lo que representa aguas muy contaminadas. Tanto la E5 como la E6 presentaron rangos entre 16-35 clasificándolas como aguas muy contaminadas con calidad crítica.

Las diferentes zonas están coloreadas de rojo, amarillo y naranja (Figura 22) con rangos entre 36 y <15 , lo que indica que la quebrada presentó mayores niveles de contaminación en la E1, disminuyendo un poco en las E2 y E3, y de nuevo incrementando en las estaciones restantes, lo cual clasifica este ecosistema como aguas eutróficas. Esto se debe posiblemente a la presencia de actividad agrícola y ganadera, a descargas directas de materia orgánica y por residuos domésticos a lo largo de la quebrada, excepto para las E2 y

E3 las cuales logran recuperarse un poco de la intervención, ya que cuentan con el apoyo de funcionarios de la CRQ para su manejo.

Análisis de Variables Canónicas

De acuerdo al Análisis de Variables Canónicas (Tablas 12-14), éste no fue estadísticamente significativo entre las variables fisicoquímicas y los peces; este grupo de organismos mostró mayor correlación con las características físicas de la quebrada como lo son el ancho, la profundidad y la velocidad de corriente. Mientras que los macroinvertebrados y el fitoplancton estuvieron más correlacionados con las variables fisicoquímicas.

A medida que aumentaron los niveles de acidez y de oxígeno disuelto es posible observar un aumento en los individuos de *Ablabesmyia* sp. y una disminución en los de *Smicridea* sp. con una correlación de 0,9932 y un nivel de significancia de 0,0075. A su vez, al incrementar los valores de la D.Q.O. también aumentó *Nitzschia* sp. pero disminuyó *Pleurotaenium* sp. y *Tabellaria* sp. Estos últimos se vieron favorecidos cuando aumentaron los niveles de conductividad y pH, con una correlación de 0,9918 y un nivel de significancia de 0,0028 (Tabla 12). Las variables fisicoquímicas que presentaron menor correlación con los macroinvertebrados fueron el porcentaje de saturación de oxígeno, la conductividad y los sólidos totales, principalmente para los géneros *Brechmorhoga* sp. y *Hetaerina* sp. Mientras que la menor correlación entre variables fisicoquímicas y fitoplancton se presentó para el porcentaje de saturación de oxígeno y la temperatura del agua para el género *Cosmarium* sp.

En cuanto a las características morfométricas, la profundidad fue la que desarrolló un papel más importante tanto para los macroinvertebrados (*Baetodes* sp.) como para los peces (*Astyanax aurocaudatus*), con una correlación de 0,9628 y 0,9447 respectivamente; y un nivel de significancia de 0,0038 y 0,001 respectivamente (Tabla 13). A diferencia de las coliformes fecales, las cuales incrementaron al aumentar la velocidad de corriente, con una

correlación de 0,7027 y un nivel de significancia de 0,0355 (Tabla 14). El ancho de la quebrada fue la característica que presentó una menor correlación con las variables biológicas.

DISCUSIÓN

Variables fisicoquímicas

García-Alzate *et al.* (2007, 2008), plantean que en los estudios de calidad del agua, las variables físicas, químicas y biológicas informan sobre ambientes eutroficados, los cuales se relacionan con niveles bajos de oxígeno disuelto, pH con valores alrededor de la neutralidad, alcalinidades bajas, DQO y DBO altas, alto número de coliformes totales y fecales; los cuales pueden estar afectando el establecimiento de los organismos acuáticos. En contraste, la quebrada Hojas Anchas presentó registros bajos de fitoplancton y zooplancton, razón por la cual el oxígeno disuelto fue generalmente bajo lo que a su vez afectó las comunidades de peces. En cuanto a los valores obtenidos de porcentaje de saturación de oxígeno en la quebrada, éstos no son óptimos y se considera este cuerpo de agua poco estable para el establecimiento de los organismos acuáticos (Roldán y Ramírez 2008). Otra variable importante que influye en el ciclo de vida de los organismos acuáticos y las variaciones fisicoquímicas en el agua es la temperatura la cual presenta un comportamiento constante durante el año siendo una característica típica de los ecosistemas tropicales, donde las temperaturas no sufren variaciones bruscas como ocurre en las zonas templadas debido a los cambios estacionales (Roldán *et al.* 2001) concordando con los valores registrados en este estudio.

Los valores de acidez se encuentran dentro del rango permitido (50 mg/l CaCO₃) por el decreto 475 de 1998; donde se expresan las normas organolépticas, físicas, químicas y microbiológicas de la calidad del agua potable; a diferencia de lo reportado por Rivera-Usme *et al.* (2004) quienes registran una acidez por encima de este rango los cuales ocasionan cambios drásticos para la mayoría de especies y disminuye la productividad primaria, puesto que bajo condiciones acidas desaparecen la mayoría de los organismos acuáticos (Roldán 1988). Chavarro y Hernández (2000), reportan que los valores de acidez en los ríos y quebradas se encuentran regulados por las concentraciones de CO₂, a su vez la incorporación de sales ácidas y condiciones de oxidación de materia orgánica con liberación de CO₂ generan que el pH presente valores alrededor de la neutralidad (Sand-Jesen 1983), esto se evidencia en los resultados obtenidos para la quebrada, los cuales se encuentran dentro de los rangos comunes para los ríos y quebradas andinas (Roldán y Ramírez 2008). La tendencia que presentaron las durezas determinó aguas muy suaves, debido posiblemente a que los iones de Ca⁺⁺ y Mg⁺⁺ que se combinan fácilmente con los carbonatos y bicarbonatos están siendo removidos por calentamiento del agua, lo que causa la precipitación de CaCO₃, Ca⁺⁺ y Mg⁺⁺ o porque la formación de roca caliza están esparcidas o ausentes en el agua; por esta razón la alcalinidad también se presentó baja (Contreras 1994). La alcalinidad no sólo representa el principal sistema amortiguador del agua dulce, sino que también desempeña un rol principal en la productividad de cuerpos de aguas naturales, sirviendo como una fuente de reserva para la fotosíntesis (Wurts y Durborow 1992).

Los resultados obtenidos de conductividad y sólidos disueltos reflejan que la quebrada presentó una mayor mineralización en bajas lluvias que altas lluvias, esto es ocasionado por el lavado de los sólidos con las lluvias, las cuales generan condiciones óptimas para los ciclos de vida de insectos que tienen su etapa larvaria en el agua y que sirven de alimento para los peces (García-Alzate y Román-Valencia 2008). Estas dos variables se encuentran estrechamente relacionadas pues al aumentar los sólidos disueltos el agua tendrá mayor

capacidad de transferir corriente eléctrica por lo cual es fundamental en la caracterización de cualquier cuerpo de agua analizar la conductividad eléctrica dada su alta correlación con las sustancias, compuestos y elementos contenidos en el agua (Blanco *et al.* 2003).

Con referencia a la materia orgánica presente, degradada por el sistema y medida por las variables demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅); la DQO siempre fue mayor durante todo el estudio, ésto se debe a la oxidación de un 95% de los compuestos orgánicos a través de procesos químicos. En contraste, la DBO₅ generalmente fue baja y muy cercana al límite de detección (2mg/l O₂) durante las dos épocas, debido al efecto de dilución del agua (Ramírez y Viña 1998) clasificando a este cuerpo de agua como “aguas contaminadas”; los valores obtenidos para este estudio, se encuentran dentro del rango de $30 < \text{DBO}_5 \leq 120$ y $40 < \text{DQO} \leq 200$ (Mejía *et al.* 2006). Esta clasificación se debe a las descargas permanentes de aguas residuales crudas, principalmente de origen municipal, lo que genera que la composición de la flora bacteriana difiere ampliamente de acuerdo a la clase de hábitat acuático y depende no sólo del contenido en el agua de materia orgánica e inorgánica, sino también de su pH, turbidez, temperatura y de las fuentes que puedan introducir microorganismos a ella (Roldán 1992).

Las coliformes son una familia de bacterias que se encuentran comúnmente en las plantas, el suelo y los animales, incluyendo los humanos. La presencia de estas bacterias es un indicio de que el agua puede estar contaminada con aguas negras u otro tipo de desechos en descomposición (Ramos-Ortega *et al.* 2008). El gran número de coliformes totales presentes en el agua se debe al arrastre de excremento de animales silvestres (mamíferos y aves) por la lluvia, las cuales son posteriormente dispersas por las corrientes de los ríos. Las coliformes fecales son de origen intestinal, su presencia en el agua indica contaminación bacteriana y constituye un indicador de degradación del cuerpo de agua (Londoño *et al.* 2007). El alto contenido de coliformes totales (CT) y coliformes fecales (CF) durante el estudio se debió a que en zonas rurales la contaminación fecal de las aguas superficiales se

origina en la defecación a campo abierto y a la presencia de animales domésticos y silvestres que actúan como reservorios de agentes patógenos (Canosa 1995). Dado el alto contenido de microorganismos que posee la quebrada Hojas Anchas el agua no puede ser utilizada para consumo humano ni tampoco para la agricultura, lo que coincide con lo reportado por Londoño *et al.* (2007). Del mismo modo, la resolución 2115 del 22 de junio de 2007 del Ministerio del Medio Ambiente, señala las características microbiológicas del agua para el consumo humano con valores de 0 UFC/100ml, indican que la quebrada Hojas Anchas presentó niveles no óptimos para el consumo humano.

Metabolismo y estado trófico

De acuerdo con Roldán (1992), algunas de las variables fisicoquímicas presentan un estrecho margen de fluctuaciones. El oxígeno disuelto de la botella clara y oscura en la época de bajas lluvias fue bajo, debido a que la comunidad fitoplanctónica es muy baja, por tanto la actividad fotosintética y la producción de oxígeno van a disminuir. Además, la quebrada no presenta una vegetación ribereña abundante, lo que permite que los rayos solares entren de forma directa, aumente la temperatura del agua y se genere un proceso de evapotranspiración, a diferencia de lo encontrado por García-Alzate *et al.* (2007) donde se reporta un aumento de oxígeno en la época de bajas lluvias.

La tendencia a la disminución que registraron las temperaturas ambiente y agua en los dos periodos, es un fenómeno que concuerda con el enfriamiento nocturno donde se genera un aumento en la humedad relativa. La temperatura del agua permaneció constante durante las horas de la noche. Según Román-Valencia (2001), la temperatura del agua tiende a fluctuar menos y hacer más baja que las otras temperaturas en el ciclo nocturno.

Los valores de conductividad obtenidos de ambas estaciones climáticas mostraron diferencias significativas; registrándose valores altos en la época de bajas lluvias, mientras que en altas lluvias se registró una disminución notable, posiblemente a una

sobresaturación de iones lo que genera que la capacidad de conducir energía se reduzca en el cuerpo de agua, pues al aumentar las precipitaciones aumentan la cantidad de sólidos suspendidos, en contraste en bajas lluvias que se presenta una mayor sedimentación debido a la disminución de corriente y caudal (Lozano *et al.* 2003).

El déficit de oxígeno registrado fue mayor en bajas lluvias, por lo tanto el consumo excede la producción; mientras que en altas lluvias los valores se presentaron más constantes, indicando un menor déficit de oxígeno. Además se registraron fluctuaciones altas en el ciclo día-noche.

Variables biológicas

Con relación a la comunidad zooplanctónica, en Colombia se han realizado pocos trabajos en zooplancton. Son más abundantes los trabajos acerca de fitoplancton (Roldán *et al.* 2001). Con frecuencia, los productos de desecho que resultan de las actividades humanas (domésticas, agrícolas e industriales) se incorporan en último término a los ríos y lagos, cuyas aguas experimentan cambios físicos y químicos y afectan también las comunidades que en ellos viven. Así, la incorporación excesiva de nutrientes a los sistemas acuáticos influye directamente sobre el fitoplancton modificando su composición específica y elevando su producción; mientras que los efectos sobre el zooplancton son más bien indirectos, ya que estas comunidades se relacionan más con la disponibilidad del alimento adecuado y los cambios físicos y químicos del hábitat (González *et al.* 2002). De esta manera, al aumentar el estado trófico de los sistemas dulceacuícolas, aumenta la importancia de la cadena trófica del detritus, del cual el zooplancton se alimenta en mayor proporción (Gliwicz 1969). Razón por la cual esta comunidad presentó una muy baja abundancia, ya que contó con poca disponibilidad de alimento; además según Fernando (1994), en los sistemas tropicales la depredación continua mantiene las tallas pequeñas y la baja biomasa del zooplancton.

La mayoría de los estudios sobre la comunidad de algas bénticas y su papel como indicadores han sido realizados en las zonas templadas (Duarte *et al.* 1992; Silva-Benavides 1995). De acuerdo a lo hallado por Roldán *et al.* (2001) las Bacillariophyceae también para esta investigación fueron el grupo más representativo. Según Arcos *et al.* (2005), el fitoplancton cobra mayor importancia en las quebradas y ríos constituyéndose en los principales productores primarios de estos ecosistemas y en buenos indicadores de la eutroficación. Por lo tanto fue posible determinar el estado de las aguas de la quebrada Hojas Anchas como un ecosistema eutroficado. Las comunidades fitoplanctónicas representan una gran variabilidad espacial en términos de biomasa y composición, ninguna de las especies mantiene a lo largo del año un tamaño considerable de su población, en parte debido a las perturbaciones en los ecosistemas que modifican su estructura (Rodríguez y Bicudo 2001). Lo cual se pudo observar en este estudio, mostrando que en la época de altas lluvias no hubo presencia de estos organismos.

Brycon henni es una de las especies más importantes de pequeños ríos y quebradas que tienen su origen en la cordillera central de Colombia y atraviesan las zonas cafeteras del país (Pineda- Santis *et al.* 2007). Otra de las especies importantes dentro de este trabajo fue *Poecilia caucana*, sin embargo son pocos los trabajos que hay sobre esta especie, puesto que la mayoría de reportes se basan en las especies de interés comercial, siendo pocas las investigaciones realizadas sobre las especies benéficas desde el punto de vista de salud pública utilizados como controladores biológicos (Rojas *et al.* 2003).

Según Román-Valencia *et al.* (2008), las familias de Chlorophyceae y Bacillariophyceae son importantes en la dieta de las especies de *Bryconamericus*, razón por la cual posiblemente la abundancia de fitoplancton fue tan baja. *Astroblepus cyclopus* fue abundante en todas las cuencas hidrográficas del Alto Cauca, pero actualmente sus poblaciones han disminuido a causa de la contaminación, destrucción de la vegetación ribereña e introducción de especies

exóticas, voraces y agresivas (Román-Valencia 2001), debido a su hábito nocturno la recolecta fue baja, ya que los muestreos se realizaron en el día.

La composición y densidad de macroinvertebrados en un ecosistema es estable de un año a otro en medios no alterados. Sin embargo, las fluctuaciones estacionales asociadas a la dinámica del ciclo de vida de las especies, pueden dar lugar a variaciones en puntos concretos dentro de un mismo año (APHA 1992). Por lo cual se puede explicar la diferencia en el número de individuos con respecto a la época de bajas y altas lluvias. Estos organismos juegan un papel importante en la red trófica de sistemas dulceacuícolas controlando la cantidad y la distribución de sus presas y constituyendo una fuente alimentaria para consumidores terrestres y acuáticos (Wade *et al.* 1989), y de igual manera al acelerar la descomposición de detritus y contribuir al reciclaje de nutrientes (Wallace *et al.* 1997).

En este estudio, el orden Diptera fue el grupo más dominante, lo cual se puede deber a que son especies que tienen más de una generación por año y mantienen una permanencia a lo largo de éste (Roldán y Ramírez 2008). *Simulium* sp. se encuentra con mayor frecuencia donde hay más corriente (Petry 2005) lo cual concuerda con lo encontrado en este estudio, posiblemente debido a las condiciones y características de la quebrada; pero a su vez se ven afectados al aumentar la profundidad, ya que a su vez aumentan los riesgos de depredación por parte de peces. Mientras que grupos como odonatos y tricópteros permanecen sólo en ciertas épocas del año (Roldán y Ramírez 2008). Por lo cual el orden Odonata presentó mayor diversidad de familias pero su abundancia fue baja, similar a lo reportado por Gutierrez-Moreno *et al.* (2006). La gran mayoría de los individuos del orden Trichoptera habita en ríos y quebradas de aguas limpias y bien oxigenadas aunque también se pueden encontrar en aguas eutróficas (Roldán 1992; Springer 2006) lo que demuestra la presencia de este grupo en cinco de las seis estaciones de muestreo (E2-E6).

Otro orden abundante fue Ephemeroptera, reciben este nombre debido a que muchos tienen vida corta (Vargas 1997). Los efemerópteros pueden encontrarse en hábitats con una variedad de condiciones, en cuanto a sustrato, materia orgánica y velocidad de la corriente. En este sentido, *Baetodes* sp. fue comúnmente encontrado en hábitats con fondos rocosos, abundante hojarasca, y aguas rápidas. Fue el segundo grupo más abundante. Resultados similares reportan Pérez y Segnini (2005).

Según Machado y Roldán (1981), los coleópteros son indicadores de aguas limpias, lo cual respalda el hecho de que la presencia de este grupo sólo se dio para las E2 y E3; siendo estas dos estaciones las de menor intervención antrópica. Estos colonizan una diversidad de sustratos naturales sumergidos, tales como piedras, grava, troncos y hojas en descomposición, raíces y hojas de plantas acuáticas presente en las márgenes del río (Rincón 2002; Arias *et al.* 2003).

Por todo lo anterior y con el comportamiento registrado de las variables fisicoquímicas y biológicas se determinó que la quebrada Hojas Anchas presentó un cuerpo de agua poco productivo para permitir el establecimiento de diversos grupos de organismos acuáticos, razón por la cual se puede explicar la baja diversidad de fitoplancton, zooplancton, peces y macroinvertebrados acuáticos. Además este cuerpo de agua depende fundamentalmente de los aportes de material halóctono, regulado por la vegetación que hay en la quebrada, y por la presencia de organismos capaces de utilizar este camino de energía.

Análisis de Variables Canónicas

La estadística utilizada permitió definir las variables fisicoquímicas y físicas que presentaron la mayor o menor correlación con algunas especies en la quebrada Hojas Anchas. Sin embargo, son pocos los trabajos en los cuales se analizan las variables físicas y químicas en relación con los organismos acuáticos, por lo tanto es importante conocer esta

relación ya que permitiría mejorar las condiciones del agua y de esta forma se podrían establecer nuevos organismos.

CONCLUSIONES

- Según el análisis fisicoquímico la quebrada Hojas Anchas presentó aguas oligotróficas en altas lluvias con tendencia a la eutroficación en bajas lluvias.
- El estado trófico de la quebrada Hojas Anchas fue autotrófico en altas lluvias y heterotrófico en bajas lluvias.
- Los índices de diversidad alfa indicaron una baja diversidad, baja riqueza y baja dominancia de las comunidades de macroinvertebrados y fitoplancton, debido a las aguas eutróficas que presentó la quebrada Hojas Anchas.
- Los índices de diversidad beta indicaron que fueron pocas las especies de fitoplancton compartidas entre las estaciones. Mientras que con macroinvertebrados las estaciones presentan mayor similitud entre sí.
- En altas lluvias la comunidad planctónica fue nula, debido posiblemente al aumento de la velocidad de corriente y por ende al aumento de la descarga.
- El Género *Simulium* sp. fue el más abundante y ampliamente distribuido en la quebrada.
- El Análisis de Variables Canónicas permitió determinar que las variables fisicoquímicas de mayor importancia son: el oxígeno disuelto, la acidez, el pH, la conductividad, y la D.Q.O; y que la variable física más importante en una quebrada

es la profundidad. En cuanto a las variables biológicas, los organismos más relevantes en este estudio fueron: *Astyanax aurocaudatus*, *Ablabesmyia* sp, *Smicridea* sp, *Baetodes* sp, *Brechmorhoga* sp, *Hetaerina* sp, *Nitzschia* sp, *Pleurotaenium* sp, *Tabellaria* sp y *Cosmarium* sp.

RECOMENDACIONES

- Realizar campañas de educación ambiental con la población aledaña a esta quebrada, e informarlos sobre la potencialidad de los ecosistemas acuáticos.
- Proponer la construcción de pozos sépticos en las viviendas aledañas a la quebrada; y si éstos ya existen, mejorar su uso y mantenimiento.
- Proponer un plan de manejo para la restauración y protección de la quebrada por medio de las autoridades competentes del departamento y la comunidad.
- Realizar una revisión sobre el plan de ordenamiento territorial para verificar su cumplimiento.
- Dar a conocer los resultados de este trabajo a las personas que de una u otra manera intervienen en la pérdida de la calidad y cantidad de este ecosistema.

REFERENCIAS

- ALBA-TERCEDOR J.** 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. Andalucía (SIAGA), Almería. *Am. Benthol. Soc.* (2): 203-213.
- ANCHOR P.** 1996. Agua, pH y conductividad para los impresores. Fuji Hunt *photographic chemicals, inc.* 1-17 p.
- APHA**, American Public Health Association, American Waterworks, Association (AWWA), Water Pollution Control Federation (WPCF). 1992. *Standar Methods for examination of Water and Sewage and Wastewater*. Ed. Díaz de Santos. S.A. Barcelona, España. 1193 p.
- APHA**, American Public Health Association, American Waterworks, Association (AWWA), Water Pollution Control Federation (WPCF). 1998. *Standar Methods for examination of Water and Sewage and Wastewater*. 2a ed. Nueva York.
- ARANGO M. C, ÁLVAREZ L. F, ARANGO G. A, TORRES O, & MONSALVE A.** 2008. Calidad del agua de las quebradas la Cristalina y la Risaralda, San Luis, Antioquia. *Rev. EIA* (9) :121-141.
- ARCE O, HERBAS R, RIVERO F, & GONZÁLES A. R.** 2006. *Indicadores biológicos de calidad del agua*. Universidad mayor de San Simón Facultad de Ciencias y Tecnología programa de maestría en ingeniería ambiental. 21 p.
- ARCOS P. M, ÁVILA N. S, ESTUPIÑAN T. S, & GÓMEZ P. A.** 2005. Indicadores microbiológicos de contaminación de fuentes de agua. *NOVA- Publicación científica*. 3(4): 1-116.
- ARIAS D, REINOSO D, GUEVARA G, & VILLA G.** 2003. Aspectos bioecológicos de la familia Elmidae (Insecta: Coleóptera) en la cuenca del río Coello (Tolima, Colombia) *Rev. Ciencias Biológicas*; Ibagué, Tolima-Colombia. 15(1): 33-40.
- BADII M. H. Z, GARZA C. R, GARZA V. A, & LANDEROS J.** 2005. Los Indicadores Biológicos en la Evaluación de la Contaminación por Agroquímicos en Ecosistemas Acuáticos y Asociados. *CUICYT* No. 6. 137 p.
- BARBOUR M. T, GERRITSEN J, SNYDER B. D, & STRIBLING J. B.** 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and Wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. Second Edition. *EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agenc.* Office of Water, Washington D.C. 339 p.

- BICUDO E, & BICUDO R.** 1970. *Algas de aguas continentales brasileras. Sao Paulo: Fundacao brasileira para o desenvolvimento do ensino Ciencias.* 157 p.
- BLANCO J, VÁSQUEZ G, RAMÍREZ J, & NAVARRETE A.** 2003. Variación de algunos parámetros fisicoquímicos en el río Pescador, Valle del Cauca, durante el ciclo El Niño 1997/1998-La Niña 1998/1999. *Rev. Actual. Biol.* 25(78): 59-69.
- BURILLO B. L.** 1997. La calidad de las aguas en los humedales: los indicadores biológicos. Boletín Sede para el estudio de los humedales mediterráneos. *SEHUMED.* (1): 1-2.
- CAICEDO O, & PALACIO J.** 1998. Los macroinvertebrados bénticos y la contaminación orgánica en la quebrada La Mosca (Guarne, Antioquia, Colombia) *Rev. Actual. Biol.* 20(69): 61-73.
- CANOSA A.** 1995. Indicadores bacteriológicos de eutroficación en los embalses Chuza, Nueva y Tominé, y en la laguna de Chingaza. Bogotá, Colombia. *Universidad Jorge Tadeo Lozano. Centro de investigación científica.* 327 p.
- CAPO M. M.** 2002. *Principios de ecotoxicología, diagnóstico, tratamiento y gestión del medio ambiente.* McGraw-Hill. Interamericana, España. 130 p.
- CARMOUZE J. P.** 1994. *O metabolismo dos ecosistemas aquáticos. Fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas,* Editora Edgard Blucher Ltda.. Sao Paulo. 63 p.
- CENICAFÉ,** Federación Nacional de Cafeteros. 2005. *Anuario Meteorológico Cafetero. Chinchiná (Colombia).* 50 p.
- CHAVARRO M. V, & HERNÁNDEZ M. E.** 2000. *Calidad ecológica del río Villeta (Villeta- Cundinamarca).* Universidad Pedagógica Nacional. 17 p.
- CONDE-PORCUNA J. M, RAMOS-RODRIGUEZ E, & MORALES-BAQUERO R.** 2004. El zooplancton como integrante de la estructura trófica de los ecosistemas lénticos. *Ecosistemas* 13(2): 23-29.
- CONTRERAS F.** 1994. *Manual de técnicas hidrobiológicas.* Edit. Trillas, S.A. Primera edición. México. 173 p.
- DECRETO número 475.** 1998. Normas organolépticas físicas, químicas y microbiológicas de la calidad del agua potable. Artículo 6. Los criterios de la calidad del agua potable. 12 p.

- DODDS W. K.** 2006. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnol. Oceanogr.* 51(1, part 2): 671-680.
- DODDS W. K.** 2007. Trophic state, eutrophication and nutrient criteria in streams. *Ecology and Evolution.* 22(12): 669-676.
- DOMINGUEZ E, HUBBARD M, & PETERS W.** 1992. *Clave para ninfas y adultos de las familias y géneros de Ephemeroptera (Insecta) Sudamericanos.* Edit. La Plata. UNLP-CONICET. 52 p.
- DUARTE C. M, AGUSTÍ S, & CANFIELD D.** 1992. Patterns in phytoplankton community structure in Florida Lakes. *Limnol. & Oceanogr.* 37(1): 155-161.
- ESCOBAR A. N.** 1989. Estudio de las comunidades macrobénticas en el río Manzanares y sus principales afluentes y su relación con la calidad del agua. *Actualidades Biológicas.* 18(65): 45-55.
- FERNANDO CH.** 1994. Zooplankton, fish and fisheries in tropical freshwaters. *Hydrobiología.* (272): 105-123.
- FIGUEROA R, ARAYA E, PARRA O, & VALDOVINOS C.** 1999. *Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua. Jornada del Comité Chileno para el Programa Hidrológico internacional.* 24 p.
- FIGUEROA R, VALDOVINOS C, ARAYA E, & PARRA O.** 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural.* (76): 275-285.
- GARCÍA-ALZATE C. A, ROMÁN-VALENCIA C, VANEGAS-RÍOS J. A, & ARCILA-MESA D. K.** 2007. Análisis fisicoquímico y biológico comparado en dos Quebradas de Alta Montaña Neotropical. *Rev. Investigaciones – Universidad del Quindío.* (17): 57-80.
- GARCÍA-ALZATE C. A, & ROMÁN-VALENCIA C.** 2008. Biología alimentaria y reproductiva de *Hyphessobrycon poecilioides* (Pisces: Characidae) en la cuenca del río La Vieja, Alto Cauca, Colombia. *Rev. Mus. Argentino Cien. Nat.* 10 (1): 17-27.
- GARCÍA-ALZATE C. A, ROMÁN-VALENCIA C, LOPERA D, GOMEZ M, & SIMUNOVIC M.** 2008. Physical chemical and biological variables of San Jose creek, Otum river drainage/Upper Cauca, Colombia. *Rev. Investigaciones – Universidad del Quindío.* (18): 38-48.

- GALLO-SÁNCHEZ L, GAVIRIA-MELO S, & RAMÍREZ-RESTREPO J.** 2004. Dinámica de la comunidad zooplanctónica (excepto protozoa) en la laguna del Parque Norte, Medellín (Antioquia, Colombia). *Rev. Actual. Biol.* 26 (81): 231-241.
- GLIWICZ Z. M.** 1969. Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy. *Ekol. Pol.* (17): 663-708.
- GONZÁLEZ E. J, ORTAZ M, LENY M, MENDOZA J, PEÑAHERRERA C, & CARRILLO V.** 2002. zooplankton de dos Embalses Neotropicales con distintos Estados Tróficos. *Universidad Central de Venezuela.* 15 p.
- GUTIERRES-MORENO L, BORJAS R, MORENO M, ALTAMIRANDA, & LOBO M.** 2006. *Componente odonatos.* Corporación autónoma regional del Atlántico, programa Departamental de áreas protegidas "SIRAP". Barranquilla-Colombia. 74 p.
- HYNES H. B. N.** 1960. *The biology of polluted waters.* Liverpool University Press. Liverpool. *Biological Journal of the Linnean Society* 10: 305-328.
- KARR J. R.** 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology.* (1): 221-234.
- KUDO R.** 1966. *Protozoología.* México, D.F. 345 p.
- LANZA DE LA G, HERNÁNDEZ S. P, & CARVAJAL P. J.** 2000. Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores). Comisión Nacional del Agua. *SEMARNAP, UNAM, Plaza & Valdes,* México. 633 p.
- LAWS A. E.** 1981. Aquatic Pollution. *Wiley Interscience publication.* E.U.A. 482 p.
- LONDOÑO A, ZÁRATE M, GÓMEZ A, GÓMEZ O, LÓPEZ A, ROJAS A, MORALES I, ESCOBAR J, TORRES D, BELTRAN M, & BUSTOS L.** 2007. Determinación de la residualidad de plaguicidas organoclorados y orgnofosforados por cromatografía de gases, variación en los parámetros fisicoquímicos e identificación de macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la calidad del agua en el Río Espejo, departamento del Quindío. *Rev. Asoc. Col. Cienc.* (19): 82-93.
- LOZANO G, ZAPATA M. A, & PEÑA L. E.** 2003. *Modelación de corrientes hídricas superficiales en el departamento del Quindío, Colombia.* Universidad del Valle/ Instituto Cinara. 64 p.
- MACHADO T, & ROLDÁN G.** 1981. Estudio de las características fisicoquímicas y biológicas del río Anori y sus principales afluentes. *Actualidades Biológicas.* 10(35): 3-13.

- MATTHIAS U, & MORENO H.** 1983. Estudios de algunos parámetros fisicoquímicos y biológicos en el río Medellín y sus principales afluentes. *Rev. Actual. Biol.* 12 (46): 106-117.
- MEJÍA E, ROSALES F, ROJAS J, & MOLINA C.** 2006. Evaluación de la calidad del agua del río Lerma-Chapala. *Ajijic.* 10(57): 11-12.
- MOLANO J.** 1954. *Limnología colombiana: lagos, lagunas, represas, ríos y quebradas de Colombia.* Bogotá, División de Recursos Naturales del Ministerio de Agricultura de Colombia. 54 p.
- MORENO, C. E.** 2001. *Métodos para medir la biodiversidad.* M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, España. 74 p.
- NARANJO L. G.** 1999. *Humedales de Colombia, bases técnicas para su conservación y uso sostenible.* Primera edición. Instituto Von Humboldt y Ministerio del Medio Ambiente. 36 p.
- NEDHAM J, & NEDHAM P.** 1978. *Guía para el estudio de los seres vivos de las aguas dulces.* Barcelona: Reverte, S.A. 153 p.
- ODUM E.** 1972. *Ecología.* México, tercera edición. Interamericana. 52 p.
- OSCOZ J, CAMPOS F, & ESCALA M. C.** 2006. Variación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad de las aguas. *Asociación Española de Limnología.* Limnética. 25(3): 683-692.
- PÉREZ B, & SEGNINI S.** 2005. Variación espacial de la composición y diversidad de géneros de Ephemeroptera (Insecta) en un río tropical Alto andino. *Entomotropica antes/formerly Boletín de Entomología Venezolana.* 20(1): 49-57.
- PETRY F.** 2005. *Aspectos biológicos de fertilidade e ciclo evolutivo de espécies de simulium (Díptera, Simuliidae) e susceptibilidade de suas larvas em bioensaios laboratoriais com formulados de bacillus thuringiensis israelensis em aparato elaborado.* Brazilian archives of Biology and Technology. 91 p.
- PINEDA-SANTIS H, ARBOLEDA-CHACÓN L, ECHEVERRY-ECHAVARRIA A, URCUQUI-INCHIMA S, PAREJA-MOLINA D, OLIVERA-ÁNGEL M, & BUILES-GÓMEZ J.** 2007. Caracterización de la diversidad genética en el pez *Brycon henni* (Characiformes: Characidae) en Colombia central por medio de marcadores RAPD. *Rev. Biol. Trop.* 55 (3-4): 1025-1035.

RAMÍREZ G. A, & VIÑA V. G. 1998. *Limnología Colombiana, aportes para su conocimiento y estadísticas de análisis*. Primera Edición. B.P: Exploration Company (Colombia) Ltda. 135 p.

RAMOS-ORTEGA L. M, VIDAL L. A, & VILARDY S. 2008. Análisis de la contaminación microbiológica (Coliformes totales y fecales) en la bahía de Santa Marta, Caribe Colombiano. *Acta biol. Colomb.* (13): 3: 12-19.

RESOLUCIÓN número 2115. 2007. Capítulo III Artículo 11° Características microbiológicas. 23 p.

RINCÓN M. 2002. Comunidad de insectos acuáticos de la Quebrada Mamarramos (Boyacá, Colombia). *Rev. Colombiana de Entomología.* 28(1): 101-108.

RIVERA U. J, & MEJIA R. D. 2004. *Estudio de indicadores ambientales de la calidad del agua en la Quebrada la Jaramilla. Tebaida- Quindío*. Tesis. Universidad del Quindío. 47 p.

RIVERA U. J, CAMACHO-PINZON D, & BOTERO-BOTERO A. 2008. Estructura numérica de la entomofauna acuática en ocho quebradas del departamento del Quindío, Colombia. *Rev. Acta. Biolo. Colomb.* 13(2): 133-146.

RODRÍGUEZ L, & BICUDO D. 2001. Similarity among periphyton algal communities in a lentic-lotic gradients of upper Paraná river floodplain, Brazil. *Rev. Bras. Bot.* 24(3): 114-118.

ROJAS J, SOCA L, SOJO M, MAZZARRI M, PINTO J, ROMERO J, & GARCÍA G. 2003. Estudio biosistemático y ecológico de los peces de la laguna de Urao y sus implicaciones en el control de mosquitos, Estado Mérida, Venezuela. I. Identificación de peces larvivoros. *Bol. Centro Invest. Biol.* 37(1): 1-20.

ROLDÁN G. 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. *Fondo Colombiano de Investigaciones Científicas y Proyectos especiales "Francisco José de Caldas"* COLCIENCIAS. Universidad de Antioquia. 387 p.

ROLDÁN G. 1992. *Fundamentos de limnología neotropical*. Capítulo 4 los Ríos. Editorial Universidad de Antioquia. 131 p.

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

ROLDÁN G, POSADA J, & GUTIERREZ J. 2001. Estudio limnológico del recurso hídrico del Parque Piedras Blancas. *Academia Colombia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. Bogotá, Colombia. 152 p.

ROLDÁN G, & RAMÍREZ J. 2008. *Fundamentos de limnología neotropical*. Segunda edición. Editorial Universidad de Antioquia. Medellín. 32 p.

ROMÁN-VALENCIA C. 1995. Lista anotada de los peces en la cuenca del río La Vieja, Alto Cauca, Colombia. *Bol. Ecotrópica: Ecosistemas Tropicales* (29): 11-22.

ROMÁN-VALENCIA C. 2001. Ecología trófica y reproductiva de *Trichomycterus caliense* y *Astroblepus cyclopus* (Pisces: Siluriformes) en el río Quindío, Alto Cauca, Colombia. Quindío, Colombia. *Rev. Biol. Trop.* 49(2): 657-666.

ROMÁN-VALENCIA C. 2003. Sistemática de las especies colombianas de *Bryconamericus* (Characiformes:Characidae). *Dahlia, Rev. Asoc. Colomb. Ictiol.* (6): 17-58.

ROMÁN-VALENCIA C, & RUIZ-C R. 2007. Una nueva especie de pez de pez del género *Hemibrycon* (Characiformes: Characidae) del Alto Atrato, noroccidente de Colombia. *Caldasia*, 29(1): 75-85.

ROMÁN-VALENCIA C, RUIZ-C R, & GIRALDO A. 2008. Dieta y reproducción de dos especies sintópicas: *Hemibrycon boquiae* y *Bryconamericus caucanus* (Pisces: Characidae) en la quebrada Boquía, río Quindío, Alto Cauca, Colombia. *Rev. Mus. Argentino Cien. Nat.* 10(1): 55-62.

RUIZ-CALDERÓN R I, & ROMÁN-VALENCIA C. 2006. Osteología de *Astyanax aurocaudatus*, Eigenman, 1913 (Pices: Characidae), con notas sobre la validez de *Carlastyanax*, Gery, 1972. *Animal Biodiversity and Conservation*. 29(1): 49-51.

RUIZ-MORENO J, & OSPINA-TORRES R. 2000. Guía para la identificación genérica de larvas de quironómidos (Diptera: Chironomidae) de la Sabana de Bogotá. II. Subfamilia Chironominae. *Caldasia*. 22(1): 15-59.

RUIZ-MORENO J, OSPINA-TORRES R, GOMEZ-SIERRA H, & RISS W. 2000. Guía para la identificación genérica de larvas de quironómidos (Diptera: Chironomidae) de la Sabana de Bogotá. III. Subfamilia Taniponidae, Podonominae y Diamesinae. *Caldasia*. 22(1): 34-60.

SAND-JENSEN K. 1983. Physical and chemical parameters regulating growth of periphytic communities. *Periphyton of Freshwater Ecosystems*. Ed. R. G.Wetzel. 71p.

SIERRA A. R, RAMÍREZ R. J, & MARÍN V. O. 2004. Dinámica temporal de la comunidad fitoplanctónica y variables físicas y químicas asociadas en el lago Santander (Rionegro, Antioquia, Colombia). *Actual Biol* 26(80): 30-38.

SILVA-BENAVIDES A. M. 1995. The use of water chemistry and benthic diatom communities for qualification of a polluted tropical river in Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 44(2): 395-416.

SPRINGER M. 2006. Clave taxonómica para larvas de las familias del orden Trichoptera (Insecta) de Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 54(1): 273-286.

VARGAS I. C. 1997. *Inventario preliminar de los macroinvertebrados bentónicos en el Río Quindío y la Quebrada Cristales. C.R.Q.* Armenia, Quindío. 13 p.

VÁSQUEZ G, CASTRO G, GONZÁLEZ I, PÉREZ R, & CASTRO T. 2006. Bioindicadores como herramienta para determinar la calidad del agua. Depto. El Hombre y su Ambiente. UAM-X. *ContactoS* (60): 41-48.

WADE K. R, ORMEROD J. J, & GEE A. S. 1989. Clasification and Ordination of Macroinvertebrate assemblages to predict stream acidity in upland Wales. *Hidrobiología.* 171(1): 59-78.

WALLACE J. B, EGGERTON S. L, MEYER J. L, & WEBSTER J. R. 1997. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science.* (277): 102-104.

WETZEL R, & LIKENS G. 2000. *Limnological Analysis.* Springer. 429 p.

WURTS W A, & DURBOROW M. 1992. Interactions of pH, carbon dioxide, alkalinity in fish ponds. *Southern Regional Aquaculture Center Publication.* (464):16-23.