

**Ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos y
contaminación minera en un humedal de la cuenca
media del río Atrato**

**WILMAR AGUILAR BALDOSEA
JESUS NOEL DELGADO MOSQUERA**



UNIVERSIDAD DE
MANIZALES®
Acreditación Institucional
de Alta Calidad
Resolución 4792 del 15 de mayo de 2019

**UNIVERSIDAD DE MANIZALES
FACULTAD DE CIENCIAS CONTABLES, ECONÓMICAS Y
ADMINISTRATIVAS
MAESTRÍA EN DESARROLLO SOSTENIBLE Y MEDIO
AMBIENTE
MANIZALES
2019**

**Ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos y
contaminación minera en un humedal de la cuenca
media del río Atrato**

**Proyecto para optar al título de Magister en
Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente, de los
estudiantes:**

**WILMAR AGUILAR BALDOSEA
JESUS NOEL DELGADO MOSQUERA**

**Tutora:
GLORIA MARÍA RESTREPO FRANCO Ph.D.**

**UNIVERSIDAD DE MANIZALES
FACULTAD DE CIENCIAS CONTABLES, ECONÓMICAS Y
ADMINISTRATIVAS
MAESTRÍA EN DESARROLLO SOSTENIBLE Y MEDIO
AMBIENTE
MANIZALES
2019**

Dedicatoria

A mis padres Mariela Mosquera y Petronio Delgado quienes con su amor, paciencia y esfuerzo me han permitido llegar a cumplir hoy un sueño más, gracias por inculcar en mí el ejemplo de esfuerzo, perseverancia y coraje, de no temer las adversidades porque Dios está conmigo siempre.

A mis hermanos Alix, Lesión y Milvio por su cariño y apoyo incondicional, durante todo este proceso, por estar conmigo en todo momento gracias. A toda mi familia porque con sus oraciones, consejos y palabras de aliento hicieron de mí una mejor persona y de una u otra forma me acompañan en todos mis sueños y metas. Finalmente quiero dedicar esta tesis a mis hijos (Erick y Marcus), para que este logro académico les sirva de ejemplo en cada una de sus etapas de formación.

Jesús Noel Delgado Mosquera

Primero que todo dedicarle este logro a Jesús de la misericordia por sus infinitas bondades conmigo, a mis padres Leison Aguilar Blandón (Q.E.P.D), MARIA Fátima Baldosea Jordán. A mis tíos Jesús Antonio Baldosea, Josefina Baldosea, Berna Belén Baldosea (Q.E.P.D) y demás, que han sido estructura fundamental en mi vida; a mis primos hermanos Glenny, Franny, Danny, Maglionny; a mi compañera de vida por su apoyo fundamental (Sandy Samira Sánchez), a mis hijos (Adrián y Adrianny) que son la luz de mi vida y mi motor.

Finalmente, a todos lo que de una u otra forma creyeron en mí y me dieron palabras de aliento para continuar creciendo académicamente en mis procesos de formación.

Wilmar Aguilar Baldosea

Agradecimientos

Agradecemos inicialmente a los integrantes del Consejo Comunitario por la disponibilidad, amabilidad y hospitalidad que nos brindaron en los momentos de salidas de campo. Al Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico por facilitarnos sus equipos, materiales, así como sus excelentes investigadores como apoyo de la investigación.

Al grupo de profesionales del laboratorio de Limnología de la Universidad Tecnológica Del Chocó, especialmente a la profesora **Zuleyma Mosquera** por su apoyo en la identificación taxonómica de las especies que fueron objeto de estudio de la investigación.

Al grupo de semillero de investigación en Biodiversidad, innovación tecnológica y sostenibilidad ambiental – Gibitsa del Sena regional Chocó, por su apoyo en el desarrollo de este trabajo de investigación.

Resumen

La presente investigación tuvo como objetivo estudiar el ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos y su relación con la contaminación minera (aurífera) en una ciénaga de la cuenca media del río Atrato, Chocó. Se analizó la estructura y dinámica del ensamblaje de macroinvertebrados, así mismo se midieron los principales parámetros fisicoquímicos e hidrológicos en la ciénaga estudiada. La investigación se realizó en la ciénaga de Plaza Seca, Quibdó-Chocó, se ubicaron cuatro puntos de muestreo para la colecta de macroinvertebrados acuáticos, en los diferentes sustratos presentes. Los ejemplares se fijaron con alcohol al 70%, a su vez se midieron los parámetros fisicoquímicos (oxígeno disuelto, pH, temperatura del agua, conductividad eléctrica, alcalinidad, nitritos y nitratos) e hidrológicos (profundidad). Se colectaron un total de 175 organismos, distribuidos en 2 clases, 7 órdenes, 22 familias y 27 géneros. El orden Odonata fue el más representativo en el ensamblaje de macroinvertebrados (34,86%), seguido de Coleóptera (28,0%). El índice de diversidad de Shannon-Wiener arrojó bajos valores (1,92 bits/ind). Las variables fisicoquímicas se vieron fuertemente influenciadas por la actividad minera que se desarrolla en las áreas aledañas a la ciénaga y existieron fuertes asociaciones entre los macroinvertebrados acuáticos y las variables fisicoquímicas analizadas evidenciando el efecto que tuvo la minería sobre el ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos.

Palabras clave: Chocó, ciénaga, minería, Odonata, Plaza Seca.

Abstract

The objective of this research was to study the assemblage of aquatic macroinvertebrates and their relationship with mining (auriferous) pollution in a marsh in the middle basin of the Atrato River, Chocó. The structure and dynamics of the assembly of aquatic macroinvertebrates were analyzed, as well as the main physicochemical and hydrological parameters in the studied marsh. The research was conducted in the swamp of Plaza Seca, Quibdó-Chocó, four sampling points were located for the collection of aquatic macroinvertebrates, in the different substrates present. The values were fixed with 70% alcohol, as well as the physicochemical parameters (pH, water temperature, electrical conductivity, alkalinity nitrites and nitrates) and hydrological (depth). A total of 175 organisms were collected, distributed in 2 classes, 7 orders, 22 families and 27 genera. The Odonata order was the most representative in the assembly of macroinvertebrates (34.86%), followed by Coleoptera (28.0%). The diversity index showed low values (1.92 bits / ind). The physicochemical variables were strongly influenced by the mining activity that was used in the areas surrounding the swamp and there were associations in the aquatic macroinvertebrates and physicochemical variables analyzed, showing the effect that mining had on the assembly of aquatic macroinvertebrates.

Keywords: Chocó, swamp, mining, Odonata, Plaza Seca.

Tabla de contenido

Lista de tablas.....	10
Lista de figuras.....	11
1. Planteamiento del problema	12
1.1. Preguntas de investigación.....	14
2. Justificación.....	15
3. Objetivos	17
3.1. Objetivo general.....	17
3.2. Objetivos específicos	17
4. Hipótesis.....	18
5. Referente conceptual.....	19
5.1. Marco referencial	19
5.1.1. Antecedentes investigativos	20
5.2. Marco contextual.....	24
5.2.1. Los ecosistemas acuáticos y su importancia	24
5.2.2. Ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos	24
5.2.3. Bioindicadores y calidad de agua.....	25
5.2.4. Características del bioindicador ideal.....	26
5.2.5. Macroinvertebrados como indicadores de calidad de agua	27
5.2.6. Minería y calidad de agua en los ecosistemas de humedales	30
Profundizar sobre los diferentes indicadores específicos o índices de medición de la diversidad como el de Shannon - Wiener y/o el coeficiente de biodiversidad de Margalef, y el porque se selecciono el Indice de Shannon para este trabajo	Error!
Bookmark not defined.	
6. Materiales y métodos.....	34
6.1. Unidad de análisis.....	34
6.2. Unidad de trabajo.....	34
6.3. Tipo de investigación	34
6.4. Diseño metodológico	35
6.5. Análisis de la estructura y dinámica del ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos en una ciénaga afectada por contaminación minera (aurífera) de la cuenca media del río Atrato.....	35

6.5.1. Muestreo de los macroinvertebrados acuáticos en la ciénaga estudiada	35
6.6. Establecimiento del efecto de la contaminación minera (aurífera) en la dinámica fisicoquímica de la ciénaga en estudio.....	36
6.7. Determinación de la relación entre la estructura y dinámica del ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos y la dinámica fisicoquímica de la ciénaga estudiada	37
7. Resultados y discusión	39
7.1. Composición y estructura del ensamblaje de macro-invertebrados acuáticos en la ciénaga estudiada.....	39
7.1.1. Composición del ensamblaje de macro-invertebrados acuáticos	39
7.1.2. Estructura del ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos	41
7.1.3. Dinámica del ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos en los puntos de muestreo de la ciénaga estudiada.....	43
7.2. Dinámica fisicoquímica y contaminación minera en la ciénaga estudiada..	45
7.2.1. Oxígeno disuelto y porcentaje de saturación	45
7.2.2. Temperatura del agua	46
7.2.3. pH.....	46
7.2.4. Conductividad eléctrica.....	47
7.2.5. Alcalinidad.....	48
7.2.6. Sólidos totales disueltos	49
7.2.7. Nitritos (NO ₂) y nitrato (NO ₃)	49
7.2.8. Transparencia y profundidad.....	50
7.3. Relación entre estructura y dinámica del ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos y la dinámica fisicoquímica de la ciénaga estudiada	51
8. Conclusiones.....	54
9. Recomendaciones	55
10. Referencias bibliográficas	56

Lista de tablas

Tabla 1. Variables físicas, químicas e hidrológicas, unidades de medida y equipo y/o método de medición.	36
Tabla 2. Estimadores de riqueza de taxa de la comunidad de macroinvertebrados en la ciénaga Plaza Seca.	39
Tabla 3. Composición taxonómica de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos producto de dos muestreos realizados en la ciénaga La Negra, Quibdó - Chocó.	40
Tabla 4. Valores promedio, rango y coeficiente de variación (CV), de los índices ecológicos medidos durante dos muestreos realizados en cuatro estaciones de muestreo ubicadas en la ciénaga La Negra, Quibdó – Chocó.	43

Lista de figuras

Figura 1. Ubicación del área de estudio. Ciénaga de Plaza Seca, cuenca media del río Atrato.	20
Figura 2. Muestreo de macroinvertebrados acuáticos en la ciénaga.	36
Figura 3. Toma de muestra y medición de variables físicas, químicas e hidrológicas, con el equipo digital multiparámetros.	37
Figura 4. a) Abundancia relativa a nivel de órdenes. b) Abundancia relativa a nivel de familias de macroinvertebrados acuáticos.	41
Figura 5. Variación espacial y temporal de la diversidad y riqueza de macroinvertebrados acuáticos en la ciénaga Plaza Seca.	42
Figura 6. Variación espacial y temporal de la dominancia de macroinvertebrados acuáticos en la ciénaga Plaza Seca.	43
Figura 7. Densidad total a nivel de muestreos (a) y de puntos de muestreo (b). ..	44
Figura 8. Cambios espacio-temporales en el oxígeno disuelto y el porcentaje de saturación de oxígeno en los puntos de muestreo durante el tiempo de investigación.	45
Figura 9. Cambios espacio-temporales en la temperatura del agua en los puntos de muestreo durante el tiempo de investigación.	46
Figura 10. Cambios espacio-temporales en el pH en los puntos de muestreo durante el tiempo de investigación.	47
Figura 11. Cambios espacio-temporales en la conductividad eléctrica en los puntos de muestreo durante el tiempo de investigación.	48
Figura 12. Cambios espacio-temporales en la alcalinidad en los puntos de muestreo durante el tiempo de investigación.	48
Figura 13. Cambios espacio-temporales en los sólidos totales disueltos en los puntos de muestreo durante el tiempo de investigación.	49
Figura 14. Cambios espacio-temporales en nitritos y nitratos en los puntos de muestreo durante el tiempo de investigación.	50
Figura 15. Cambios espacio-temporales en transparencia y profundidad en los puntos de muestreo durante el tiempo de investigación.	51
Figura 16. Análisis de componentes principales (ACP) de las variables fisicoquímicas y la estructura y dinámica del ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos.	52

1. Planteamiento del problema

Los humedales son los ecosistemas más productivos del mundo y su característica determinante es la disposición constante o temporal de agua a lo largo de todo el año; esta situación favorece el desarrollo de una amplia diversidad de flora, fauna y microorganismos que interactúan en complejas relaciones para mantener un equilibrio ecológico de alta fragilidad. Por ello, cuando las condiciones ecológicas de los ambientes acuáticos no han sufrido alteraciones drásticas e irreversibles, se presenta en ellos una compleja red trófica, producto de su desarrollo evolutivo a través del tiempo y el espacio. La base de tal red se apoya en la existencia de una singular composición florística, situación que resulta atractiva para diversos grupos de fauna silvestre que aprovechan la oferta de refugio y concentración constante de alimento en la zona; de allí que el hombre, ha accedido a disfrutar de los múltiples servicios ambientales que estos ecosistemas le proporcionan.

Dentro de la situación enunciada atrás, se enmarcan los humedales de la cuenca media del río Atrato, que además son considerados uno de los ecosistemas de humedales internos de mayor importancia de Colombia (MMA, 2001). Esta cuenca media, hace parte del valle inundable del Atrato, zona con grandes llanuras de inundación, numerosas ciénagas y pantanos de agua dulce, que, por su función intrínseca de humedales, amortiguan las crecientes del río evitando inundaciones, siendo las áreas de cría o tránsito vital de numerosas especies fáunicas, que sustentan la gran biodiversidad de esta región, especialmente la obtención de productos alimenticios.

No obstante, y a pesar de su gran importancia, los ecosistemas de humedales de la cuenca media del Atrato se han visto afectados en los últimos años por el manejo inadecuado y el desinterés o falta de planificación, lo cual ha generado un deterioro significativo de los mismos, debido a factores como la minería, extracción maderera, pesca irracional, entre otras actividades que afectan la dinámica ecológica natural de este tipo de ecosistemas. Particularmente la minería, es considerada una de las principales amenazas a la estabilidad ecológica de los humedales debidos a los cambios morfológicos e hidrológicos que genera, lo cual en últimas redundará en una alteración de

su dinámica fisicoquímica y biológica, afectando a los bienes y servicios ambientales que ofrecen a las comunidades humanas.

Sin embargo, no existen reportes formalmente publicados sobre investigaciones realizadas para analizar el impacto generado por la actividad minera en la dinámica ambiental de este tipo de ecosistemas en la cuenca media del Atrato; sin embargo, se pueden resaltar los trabajos de Asprilla *et al.* (1998), Cuesta & Cuesta (2002), IIAP (2008), Mosquera (2017, 2018); los cuales se han enfocado principalmente en el estudio de algunos grupos de organismos y caracterizaciones de los ambientes acuáticos.

Sumado a lo anterior, dado que en Colombia y particularmente en el Chocó, más precisamente en la cuenca media del Atrato, no se ha levantado sistemáticamente información sobre los efectos y el impacto ocasionado por la minería aurífera, de acuerdo con GTZ *et al.*, (1992) e INGEOMINAS (1999); los conflictos y efectos de esta podrían adquirir dimensiones más dramáticas en este sector de la cuenca del Atrato, donde la explotación de los yacimientos minerales destruirían actividades económicas basadas en recursos renovables como la pesca y que el grado de afectación de los humedales o ciénagas, podría conllevar a convertir muchos de sus recursos en no-renovables; debido a que estas minas vierten residuos a los ecosistemas acuáticos y desaparecen miles de kilómetros de bosques que reducen el cauce de los ríos o tributarios importantes.

En la evaluación del deterioro de los ecosistemas acuáticos se han utilizado diferentes organismos, entre los cuales los macroinvertebrados han sido los más recomendados (Roldán 1999, Bonada *et al.*, 2006, Prat *et al.*, 2009), puesto que pueden indicar características específicas, no solo de las condiciones actuales, sino también de las que se han presentado con anterioridad (meses o años atrás) en el medio donde se encuentran.

Mediante la valoración de la comunidad de macroinvertebrados se pueden deducir aspectos del ecosistema acuático tales como los niveles de oxígeno y el grado de contaminación orgánica (Roldán, 2003), así como el estado de eutrofización del sistema (Smith *et al.*, 2007). Además, estos organismos permiten conocer, con aceptable precisión, el grado de autodepuración y las zonas de mayor o menor grado de saprobiedad en los sistemas lóticos (Pinilla, 2000).

En los últimos años los estudios de evaluación ecológica de ambientes acuáticos mediante el uso de macroinvertebrados acuáticos (>500µ) se ha incrementado debido a las ventajas que presentan: su distribución prácticamente universal, sus hábitos relativamente sedentarios, la alta sensibilidad de algunos a las perturbaciones, sus ciclos de vida que tienden a ser largos, sus reacciones rápidas frente a determinados impactos, la existencia de un patrón conocido para muchas especies de estímulo-respuesta ante alteraciones físico-químicas, la disponibilidad de métodos de evaluación y el conocimiento relativamente aceptable de su taxonomía para algunas regiones del mundo (Rosenberg & Resh, 1996), lo que los convierte en herramientas ideales para la evaluación de diferentes tipos de deterioro en un sin número de ambientes acuáticos, entre ellos los humedales.

1.1. Preguntas de investigación

¿Cuáles son los efectos de la contaminación minera sobre la composición y estructura del ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos en una ciénaga afectada por minería en la cuenca media del río Atrato?

¿Qué cambios origina la contaminación minera en la dinámica fisicoquímica de una ciénaga afectada por minería en la cuenca media del río Atrato?

2. Justificación

La minería es una actividad que ha presentado un importante crecimiento durante los últimos años especialmente debido a la implementación de las políticas de desarrollo nombradas “locomotoras” en la que se considera a la minería como un mecanismo de desarrollo económico y social para el país. Esta forma de explotación de los recursos debe estar regulada por las entidades responsables y de acuerdo con la política ambiental del país. Sin embargo, y a pesar del control de la Oficina de Licencias Ambientales creada por el gobierno actual para regular la ejecución de la actividad minera, se han implementado políticas que en muchos casos no velan por el sostenimiento ambiental y ecológico de las zonas de extracción, ya sea por la omisión de estudios de impacto ambiental o por la inoportuna realización de estos. En muchos casos los estudios se hacen cuando los procesos ya están en marcha, cuando es imposible desarrollar estrategias de prevención o mitigación del impacto; y, por otro lado, no se hacen adecuados seguimientos de los procesos para poder determinar la responsabilidad ambiental de las empresas encargadas de la explotación.

Colombia, considerado como uno de los países con mayor diversidad ecológica ha visto a través de su historia, como la actividad minera ha degradado su patrimonio natural debido a los excesos en la explotación e inadecuados procesos industriales (Hernández, 2012).

En el caso del departamento del Chocó, la actividad minera ha impactado las fuentes hídricas superficiales por manejo inadecuado de aguas al interior de la mina, por aumento en los sólidos disueltos y turbidez por partículas en suspensión y en arrastre; afectación de las rondas y cauces de los ríos y la red de drenajes natural, alterando su dinámica fluvial y equilibrio hidrológico; desaparición de cuerpos de agua como quebradas y manantiales; estos impactos pueden ser de carácter directo, en algunos casos a largo plazo y en otros casos puede ser irremediable (Fierro, 2012). El agua es muy vulnerable dada la estrecha relación que guarda con el resto de elementos sistémicos y a su vez estos determinan su existencia (suelo, clima, flora, fauna, actividades antrópicas).

Dentro de este sector, se encuentran una serie de humedales que son considerados como uno de los ecosistemas internos de mayor importancia de Colombia (MMA, 2001). Convirtiéndola en una zona de grandes llanuras de inundación, numerosas ciénagas y pantanos de agua dulce que sustentan la biodiversidad de esta región, siendo el área de cría o tránsito vital de numerosas especies faúnicas; además de presencia de microorganismos como principales indicadores de la calidad de agua.

Debido a que esta zona es considerada un área estratégica, en términos de servicios ambientales y con relaciones ecológicas frágiles entre cadenas tróficas, es importante revertir estos daños para garantizar la continuidad en la prestación de los servicios ambientales del ecosistema y por tanto un desarrollo sustentable de la región. Con base en lo anterior, es importante adelantar investigaciones encaminadas a evaluar el estado de deterioro en el que se encuentran los ecosistemas acuáticos de esta región, de manera que se pueda establecer su estado actual y perspectivas hacia el futuro.

A partir del análisis y la comparación del estado actual de las zonas impactadas por la minería con el estado de la misma, antes y durante la actividad extractiva, es posible conocer los daños a los humedales desde las dimensiones sociales, ambientales, económicas y políticas. En este sentido, este tipo de investigaciones no sólo permitirá determinar las afectaciones directas o indirectas sobre el entorno natural, sino que también el efecto sobre la población local que se ve impactada negativamente en su calidad de vida, por la alteración de su medio de subsistencia el cual se fundamenta en gran medida en la explotación de los bienes y servicios que este tipo de ecosistemas les brindan, como es el caso de la pesca.

Se espera que los resultados de este estudio, aporten una base de conocimientos sólida y científica que permitan ser soporte en las discusiones que a nivel local, regional y nacional se vienen desarrollando en el tema de la minería; así como, contribuyan a la definición de estrategias de mitigación, restauración y compensación de los impactos sociales, económicos y ambientales ocasionados a las comunidades asentadas en la cuenca media del río Atrato.

3. Objetivos

3.1. Objetivo general

Estudiar el ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos y su relación con la contaminación minera (aurífera) en una ciénaga de la cuenca media del río Atrato

3.2. Objetivos específicos

Analizar la estructura y dinámica del ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos en la ciénaga de Plaza Seca, afectada por contaminación minera (aurífera) de la cuenca media del río Atrato.

Establecer el efecto de la contaminación minera (aurífera) en la dinámica fisicoquímica de la ciénaga de Plaza Seca, cuenca media del río Atrato.

Determinar la relación entre la estructura y dinámica del ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos y la dinámica fisicoquímica de la ciénaga de Plaza Seca.

4. Hipótesis

La actividad minera genera bajos valores en los atributos ecológicos que definen la composición y estructura del ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos, como son el tipo de familias, géneros, riqueza, diversidad y dominancia.

En el aspecto fisicoquímico, la actividad minera genera cambios negativos en la dinámica fisicoquímica de la ciénaga estudiada, como disminuciones en el pH, aumento de sólidos disueltos, conductividad y turbiedad, así como disminución en transparencia y oxígeno disuelto.

5. Referente conceptual

5.1. Marco referencial

El presente estudio se realizó en la ciénaga de Plaza Seca, perteneciente al corregimiento de Sanceno (Quibdó-Chocó), en la cuenca media del río Atrato (Figura 1). En el área de la cuenca media del río Atrato, unas 65.000 ha. en promedio del área inundada son productivas para la actividad pesquera durante más de la mitad del año, por tanto, se consideran de interés ambiental por ser abastecedoras de proteína animal no solo para los habitantes de los municipios aledaños, sino también para otras regiones del país. En esta zona se localizan cinco ciénagas de importancia socioeconómica pesquera como son las de Amé, Agua Clara o Remolino, Beté, Puné y Tanguí. Estas ciénagas al igual que los caños, juegan un papel importante en el control de las crecidas e inundaciones del río Atrato y sus afluentes, constituyendo un sistema que permite amortiguar las crecientes y por lo tanto las inundaciones que se presentan frecuentemente en las poblaciones ubicadas en las riveras de estos ríos y en las tierras dedicadas a la actividad agropecuaria.

De acuerdo con el sistema de Holdridge, la cuenca media del río Atrato en su curso se clasifica en las zonas de vida de bosque húmedo y húmedo tropical (bh-T, bmh-T). La mayor parte del territorio se halla dentro de las zonas de las calmas ecuatoriales, por lo tanto, el régimen de lluvias se prolonga durante todo el año, registrándose hasta 12.000 mm³ de precipitación. La temperatura promedio anual se encuentra entre 28 y 30 °C, con una humedad relativa de 86% (Eslava, 1994).

Según Duque (1990), los sistemas cenagosos de esta región tienen un desarrollo genético de suelos muy incipientes, de la edad terciaria, arcillosos y permanecen inundados casi todo el año, localizados en las áreas más bajas (pendientes entre 1 y 8%) poseen baja fertilidad, son químicamente ácidos, orgánicos, de textura generalmente fina, afectados por un acentuado intemperismo, color pardo o grisáceo oscuro, superficiales, pobres en nitrógeno, fósforo y potasio, con niveles intermedios de aluminio intercambiable (IGAC, 2006).

información de tipo fisicoquímico y bacteriológico y solo durante las últimas décadas se inicia la incorporación del componente biológico en este tipo de estudios. En adición a los parámetros de naturaleza física y química de uso corriente en el estudio de la contaminación hídrica y la calidad del agua, actualmente se está dando impulso a una serie de parámetros biológicos, que a pesar de no ser suficientemente conocidos, son importantes por la valiosa información que suministran en el análisis integral e interpretación de los diferentes factores que inciden sobre la calidad de cuerpos de agua utilizados como reservorios de carga residual de origen antrópico. Los parámetros biológicos en referencia hacen alusión a los llamados “indicadores ecológicos de calidad de agua”, los cuales se hallan constituidos por un grupo de pequeños macroinvertebrados bentónicos como larvas y ninfas de insectos de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera y Diptera, entre otros taxa, crustáceos, platelmintos, anélidos hirudíneos y oligoquetos, y moluscos gasterópodos (Zúñiga, 2009).

El uso de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de deterioro ambiental de ambientes acuáticos como ríos, lagos o humedales está generalizándose en el mundo (Prat *et al.*, 2009). Los beneficios del uso de herramientas integradoras y no solo las características fisicoquímicas del agua para la medida de su calidad han sido explicitadas también en muchos libros y manuales (Chapman, 1996; Boon & Howell, 1997), y forma parte de la legislación de muchos estados. Particularmente interesante es el proceso abierto en la Unión Europea donde la indicación biológica es el núcleo de todo el sistema de monitoreo y evaluación de la calidad del agua de sus 27 países, dando incluso a luz a un nuevo concepto, el “Estado Ecológico”, y ello ha significado una revolución en la forma como los gobiernos europeos deben contemplar los indicadores biológicos de calidad del agua (D.O.C.E., 2000).

En Latinoamérica existe una abundante literatura sobre el tema, pudiéndose citar las investigaciones de Poi de Neiff & Carignan (1997) estudiaron los macroinvertebrados sobre las raíces de *Eichhornia crassipes* en dos lagos del río Parana; Marco *et al.* (2001) estudiaron los invertebrados acuáticos asociados al Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) en un reservorio eutrófico de Brasil; Poi de Neiff (2003) quien estudió los macroinvertebrados que viven en *Eichhornia azurea* Kunth en el río Paraguay; Momo *et al.* (2006) estudiaron la relación entre microinvertebrados y macrófitas en un humedal: Laguna Iberá (Corrientes, Argentina); Delgado & Machado (2006) estudiaron la comunidad de insectos acuáticos asociados a *Alocasia macrorrhiza* en Venezuela; Marçal

& Callil (2008) analizaron la estructura de la comunidad de macroinvertebrados asociada a *Eichhornia crassipes* Mart. (Solms-Laubach) después de la introducción de *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae) en el río Paraguay; Perea *et al.* (2011) evaluación de comunidades de macroinvertebrados asociados a tres especies de macrófitas acuáticas en la laguna de Moronacocha, (Iquitos-Perú); Reyes-Morales (2013) estudió la estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en ocho cuerpos lénticos ubicados en la región maya al norte de Guatemala; Saulino & Trivinho-Strixino (2014) estudiaron los macroinvertebrados acuáticos asociados a raíces de *Eichhornia azurea* (Swartz) Kunth (Pontederiaceae) en un lago marginal en el pantanal (Brazil).

En Colombia, pese a contar con una gran cantidad de humedales, los esfuerzos investigativos han sido parciales y aislados. Arias (1985) presenta la primera síntesis hasta la fecha sobre el estado del arte en la investigación de ciénagas (lagos de planos inundables) en el país. Este trabajo trata sobre las ciénagas del río Magdalena, los tipos de ciénagas, la estratificación ecológica, aspectos de limnología física, química y biológica, esta última sección presenta un conocimiento general, excepto en el componente del perifiton, sobre el cual sólo se reporta información del zooperifiton, especialmente de larvas de insectos, algunos moluscos e hirudíneos. Posteriormente, Roldán (1992) en uno de los primeros libros de limnología escritos para el neotrópico apenas si menciona las ciénagas, presentando algunos datos sobre su origen, clasificación e importancia.

Respecto al uso de los bioindicadores en este tipo de ecosistema, estos han sido poco empleados, ya que la mayor parte de los trabajos realizados en el país en este campo están asociados al empleo de los macroinvertebrados como indicadores de la calidad biológica de los sistemas lóticos, aunque algo se ha trabajado sobre esta comunidad asociada a macrófitas, falta mucho por investigar en este sentido. En otras latitudes las diatomeas han sido empleadas como bioindicadoras en este tipo de ambientes, pero debido a la ausencia de interés, de escuelas de taxonomía cladística y de financiación, la elaboración de inventarios de flora y fauna se encuentra en un estado incipiente, lo que no permite la implementación por el momento de este tipo de índices (Montoya & Aguirre, 2009).

Ramírez & Viña (1998) presentan información fisicoquímica de varias ciénagas al igual que información biológica, especialmente sobre macrófitas y fitoplancton. En 1999,

el Ministerio de Medio Ambiente realizó un documento con las bases técnicas para la conservación y uso sostenible de los humedales (Montoya & Aguirre, 2009). Pinilla (2000) realizó una recopilación sobre los indicadores biológicos en los sistemas acuáticos continentales de Colombia, en la cual se discute sobre bioindicación y se realiza un listado de organismos acuáticos (fitoplancton, zooplancton, macroinvertebrados y bacterias) y su distribución espacial a lo largo del país, incluyendo varias ciénagas.

A nivel específico, en Colombia en el caso de los macroinvertebrados acuáticos se encuentra disponible un número bajo de investigaciones, se evidencia una tendencia a investigar principalmente el aporte de esta comunidad en los sistemas lóticos, aunque se ha encontrado relación entre el pulso de inundación y el ensamble de macroinvertebrados acuáticos, al parecer siendo regulado este por la disponibilidad de alimentos y el movimiento de los parches de macrófitas. Son de resaltar las investigaciones de Vásquez *et al.* (2006) quienes determinaron el estado ecológico de 10 humedales del altiplano cundiboyacense; Rivera-Usme *et al.* (2013) estudiaron la composición y la estructura del ensamblaje de macroinvertebrados asociados a la vegetación acuática flotante y al sedimento del humedal de Jaboque (Bogotá, D.C.); Avila *et al.* (2014) evalúan la calidad bacteriológica del agua del humedal de Jaboque en época seca y época de lluvia en el año 2010 por medio de la determinación de coliformes totales, *Escherichia coli* y *Enterococcus spp*; Martínez & Pinilla (2014) evaluaron la calidad de agua de tres ciénagas del departamento del Cesar mediante la caracterización de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos asociados a la planta acuática-flotante *Eichhornia crassipes* (taruya, buchón).

En el departamento del Chocó y más específicamente en la cuenca del Atrato se pueden resaltar los esfuerzos realizados por instituciones como el IIAP (2008), CODECHOCO *et al.* (2010) y UTCH, a través del grupo de Limnología, con investigaciones como las de Asprilla *et al.* (1998), Yurgaky *et al.*, (2002), Cuesta & Cuesta (2002), Mosquera (2017, 2018) entre otras investigaciones, todos enfocados en aproximaciones en algunos grupos, a través de caracterizaciones bioecológicas de los humedales o ciénagas, que involucran descripciones y listados de algunos organismos acuáticos, como algas y macroinvertebrados acuáticos .

Respecto al uso de los bioindicadores en este tipo de ecosistema, estos han sido poco empleados, ya que la mayor parte de los trabajos realizados en el país en este

campo están asociados el empleo de los macroinvertebrados como indicadores de la calidad biológica de los sistemas lóticos, aunque algo se ha trabajado sobre esta comunidad asociada a macrófitos, falta mucho por investigar en este sentido. Particularmente los estudios de impacto ambiental en los humedales se han popularizado a partir de la década del ochenta con el inicio de los atentados contra los oleoductos (Montoya & Aguirre, 2009).

5.2. Marco contextual

5.2.1. Los ecosistemas acuáticos y su importancia

La importancia del agua dulce como fuente de agua potable, para irrigación, recreación, etc. no requiere discusión, pero hay que destacar la importancia de los diversos organismos y procesos biogeoquímicos en mantener la cantidad y calidad de estas aguas. Por lo tanto, la conservación de estos ecosistemas es para nuestro propio bienestar. Sin embargo, la degradación continua de los ecosistemas dulceacuícolas sugiere que existe poca apreciación de los servicios ambientales proveídos por los organismos acuáticos (Arthington *et al.* 2010).

Las amenazas sobre los sistemas dulceacuícolas y sus comunidades acuáticas, entre ellas los macroinvertebrados acuáticos han sido revisadas y resumidas por diversos estudios previos. Aspectos sobre la conservación de los ecosistemas de ríos ha sido revisada recientemente para las zonas tropicales (Moulton & Wantzen, 2006; Ramírez *et al.*, 2008) y para América Latina y el Caribe (Pringle *et al.*, 2000).

5.2.2. Ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos

Se denominan macroinvertebrados acuáticos aquellos invertebrados con un tamaño superior a 500 μm , entre los que se incluyen animales como esponjas, planarias, sanguijuelas, oligoquetos, moluscos o crustáceos, entre los que se encuentran los cangrejos. Sin embargo, el grupo de invertebrados acuáticos más ampliamente distribuido en las aguas dulces es el de los insectos. En la mayoría de éstos, los estados inmaduros (huevos y larvas) son acuáticos, mientras que los adultos suelen ser terrestres.

Los macroinvertebrados dulceacuícolas juegan papeles importantes dentro de básicamente todos los procesos ecológicos de los sistemas acuáticos. Energéticamente,

las cadenas alimentarias acuáticas se basan en material autóctono producido por las algas o bien material alóctono que entra al sistema acuático desde afuera. Los macroinvertebrados son un enlace importante para poder mover esta energía a diversos niveles tróficos de las cadenas alimentarias acuáticas (Hanson *et al.* 2010). Los macroinvertebrados controlan la productividad primaria de los ecosistemas acuáticos. Ellos consumen gran cantidad de algas y otros microorganismos asociados con el perifiton en ríos o bien con el plancton en lagos. Muchas veces, este consumo aumenta la productividad primaria, ya que se elimina tejido poco productivo y se mineralizan los nutrientes (Wallace & Webster, 1996; Allan & Castillo, 2007).

Los grupos de macroinvertebrados que habitan en agua dulce muestran una gran variedad de adaptaciones, incluyendo importantes diferencias en sus ciclos de vida. Algunos grupos pasan todo, o casi todo, su ciclo de vida en el agua (Hemiptera), la mayoría de los escarabajos (Coleoptera; aunque la pupa es generalmente terrestre), crustáceos, moluscos, sanguijuelas y planarias. Por otro lado, los órdenes de insectos Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera, Megaloptera, Trichoptera, Lepidoptera y Diptera tienen adultos terrestres. En muy pocos grupos, como Dryopidae (Coleoptera) y Nematomorpha, solo los adultos son acuáticos. El tiempo de desarrollo es altamente variable, dependiendo de la especie y de factores ambientales, como la temperatura del agua y la disponibilidad de alimento, y puede variar desde pocas semanas hasta varios años. En los ambientes tropicales, los ciclos de vida son por lo general “multivoltinos”, lo que quiere decir que se dan varias generaciones al año, las cuales se traslapan (Vásquez *et al.*, 2009).

5.2.3. Bioindicadores y calidad de agua

Los organismos vivos que habitan en los cursos de agua presentan adaptaciones evolutivas a unas determinadas condiciones ambientales, y presentan unos límites de tolerancia a las diferentes alteraciones de las mismas. Estos límites de tolerancia varían, y así, frente a una determinada alteración se encuentran organismos “sensibles” que no soportan las nuevas condiciones impuestas, comportándose como “intolerantes”, mientras que otros, que son “tolerantes”, no se ven afectados. Si la perturbación llega a un nivel letal para los intolerantes, estos mueren y su lugar será ocupado por comunidades de organismos tolerantes. Del mismo modo, aun cuando la perturbación no sobrepase el umbral letal, los organismos intolerantes abandonan la zona alterada, con lo cual dejan

espacio libre que puede ser colonizada por organismos tolerantes. De modo que, variaciones inesperadas en la composición y estructura de las comunidades de organismos vivos de los ríos pueden interpretarse como signos evidentes de algún tipo de contaminación (Alba-Tercedor, 1996).

El concepto de bioindicador está relacionado con la detección de cambios en un estado ambiental específico. Las variables predefinidas tanto del bioindicador como del parámetro ambiental, son relativamente observables y cuantificables con un comportamiento predictivo. En la literatura es ampliamente conocida la aplicación de estos supuestos en la bioindicación de calidad de agua, cuyas primeras aproximaciones se dieron hace aproximadamente cien años, inicialmente en Europa y luego en Norte América (Cairns & Pratt, 1993; Resh *et al.*, 1996).

Un indicador biológico acuático se ha considerado como aquél cuya presencia y abundancia señalan algún proceso o estado del sistema en el cual habita, en especial si tales fenómenos constituyen un problema de manejo del recurso hídrico. Los indicadores biológicos se han asociado directamente con la calidad del agua, más que como procesos ecológicos o con su distribución geográfica, sin que ello impida utilizarlos en tales circunstancias (Pinilla, 2000).

El uso de bioindicadores se está poniendo como una nueva herramienta para conocer la calidad del agua, esto no quiere decir que desplace el método tradicional de los análisis fisicoquímicos. Su uso simplifica en gran medida las actividades de campo y laboratorio, ya que su aplicación sólo requiere de la identificación y cuantificación de los organismos basándose en índices de diversidad ajustados a intervalos que califican la calidad del agua. Peces, algas, protozoos y otros grupos de organismos han sido recomendados por el uso de valorar la calidad de agua, pero los macroinvertebrados son el grupo más frecuentemente usado (Hellowell, 1986).

5.2.4. Características del bioindicador ideal

Johnson *et al.*, (1993), definen algunas características que debe cumplir un bioindicador "ideal" para brindar información confiable en la bioindicación de calidad de agua:

- Taxonomía definida y fácilmente reconocible por no especialistas.
- Distribución cosmopolita para facilitar estudios comparativos a nivel regional, nacional o internacional.
- Abundancia numérica para facilitar el muestreo y evaluar cuantitativamente patrones de distribución.
- Baja variabilidad ecológica y genética, con estrecho rango de adaptación y demanda ecológica.
- Tamaño apreciable para facilidad de recolección y recuento.
- Movilidad limitada y largos ciclos de vida para facilitar la integración de escalas temporales y espaciales.
- Características biológicas y ecológicas bien conocidas.
- Disponible para estudios de laboratorio.

5.2.5. Macroinvertebrados como indicadores de calidad de agua

En la evaluación de la calidad del agua se han utilizado diferentes organismos, entre los cuales los macroinvertebrados han sido los más recomendados (Roldán, 1999; Bonada *et al.* 2006; Prat *et al.*, 2009), puesto que pueden indicar características específicas, no solo de las condiciones actuales, sino también de las que se han presentado con anterioridad (meses o años atrás) en el medio donde se encuentran. Mediante la valoración de la comunidad de macroinvertebrados se pueden deducir aspectos del ecosistema acuático tales como los niveles de oxígeno y el grado de contaminación orgánica (Roldán, 2003), así como el estado de eutrofización del sistema (Smith *et al.* 2007). Además, estos organismos permiten conocer, con aceptable precisión, el grado de autodepuración y las zonas de mayor o menor grado de saprobiidad en los sistemas lóticos (Pinilla, 2000). El uso de macroinvertebrados como indicadores de calidad de agua empezó hace más de 100 años en Europa, a mediados del siglo XIX. Hoy en día, constituye una herramienta muy útil y de relativamente bajo costo, por lo que es ampliamente utilizado en todo el mundo (Springer, 2010).

Los macroinvertebrados acuáticos son excelentes indicadores biológicos de las condiciones de calidad de un determinado recurso hídrico superficial. Cuando hay evidencias de contaminación orgánica o química los macroinvertebrados son utilizados para determinar la calidad del ecosistema acuático, por el contacto directo que mantienen

con su hábitat natural, los sedimentos así ante cualquier perturbación en ellos, estos organismos emiten respuestas negativas o positivas ante cualquier situación.

En los últimos años los estudios de evaluación de la calidad del agua mediante el uso de macroinvertebrados acuáticos (>500 μ) se ha incrementado debido a las ventajas que presentan: su distribución prácticamente universal, sus hábitos relativamente sedentarios, la alta sensibilidad de algunos a las perturbaciones, sus ciclos de vida que tienden a ser largos, sus reacciones rápidas frente a determinados impactos, la existencia de un patrón conocido para muchas especies de estímulo-respuesta ante alteraciones físico-químicas, la disponibilidad de métodos de evaluación y el conocimiento relativamente aceptable de su taxonomía para algunas regiones del mundo (Rosenberg & Resh, 1996).

La mayor parte de los investigadores consideran los macroinvertebrados acuáticos como los mejores indicadores ecológicos de calidad de agua. Resh *et al.* (1996), resume las más importantes ventajas y desventajas con relación al uso de esta comunidad, en la cual los insectos en estado inmaduro representan la mayor parte de su abundancia, diversidad y biomasa.

Ventajas:

- Son afectados por perturbaciones ambientales en todo tipo de aguas y hábitats y un gran número de especies ofrece un espectro de respuestas rápidas a estos tenses.
- La bioindicación es un parámetro de evaluación directa de la calidad del agua y los grupos muestran especificidad con respecto al hábitat al cual se hallan asociados.
- La taxonomía de varios grupos es conocida y su identificación es relativamente menos compleja comparada con grupos inferiores como algas, bacterias u hongos.
- La naturaleza sedentaria de muchas especies facilita la evaluación espacial de efectos adversos a largo plazo en la comunidad.
- Largos ciclos de vida que facilitan el análisis temporal de efectos perturbadores acumulados intermitentemente, aspecto que los análisis físicoquímicos no detectan.

- Son de amplia distribución, abundantes y de fácil recolección por su tamaño que los hace visibles a simple vista.
- Las técnicas de muestreo están bien desarrolladas y se puede hacer con equipos simples y poco costosos.
- Varios métodos de análisis de datos han sido desarrollados con base en las comunidades de macroinvertebrados bentónicos
- La selección de especies o grupos de bioindicadores simplifica y reduce los costos de la valoración del estado ambiental de un cuerpo de agua, con respecto a aquella basada exclusivamente en información de tipo fisicoquímica y bacteriológica.
- La utilización de bioindicadores facilita una evaluación integral de la calidad del agua, suple las deficiencias que presentan las variables de tipo fisicoquímico y revela alteraciones permanentes en el cuerpo de agua.

Desventajas:

- Las especies o poblaciones y las escalas de valores utilizadas en bioindicación no son de aplicación universal.
- Es una comunidad heterogénea y la taxonomía de algunos grupos no es bien conocida.
- Otros factores diferentes de la calidad de agua pueden afectar la distribución y abundancia de los organismos.
- Variaciones estacionales o de dinámica de la población pueden interferir en la interpretación o la comparación de resultados.
- Los macroinvertebrados no son sensibles a algunas perturbaciones como los patógenos de origen humano.
- Evaluaciones cuantitativas pueden requerir de gran número de muestras que incrementan los costos de aplicación de la bioindicación en programas de evaluación de calidad del recurso hídrico.

Los aspectos ecológicos de mayor importancia que se tienen en cuenta en la utilización de los macroinvertebrados bentónicos en bioindicación son: sus largos ciclos de vida y movilidad restringida, abundancia y distribución cosmopolita, así como su

especificidad con respecto al hábitat y su capacidad de expresar condiciones que han prevalecido a largo plazo. Una vez que los organismos han sido identificados y clasificados en su estado ecológico, su manejo en la evaluación cuantitativa se apoya en ciertas características de la comunidad, las cuales de una u otra forma son el reflejo de las condiciones ambientales del cuerpo de agua analizado. Algunas de las variables de referencia son, la diversidad de especies, la estructura y distribución de la comunidad, la presencia o ausencia de poblaciones específicas y la densidad de la población o de la comunidad, entre otras. Esta información es posible involucrarla en un parámetro numérico, para lo cual existen varios modelos matemáticos e índices biológicos que permiten fijar criterios acerca del grado de contaminación y alteración de la calidad ambiental del cuerpo de agua (Zúñiga, 2009).

5.2.6. Minería y calidad de agua en los ecosistemas de humedales

Las aguas superficiales están expuestas a una amplia gama de factores que pueden alterar su calidad en diferentes niveles de intensidad, de manera simple o compleja. Los aspectos como el clima, hidrología, geología fisiográfica y la influencia de actividades realizadas por el hombre como la minería, afectan la calidad física, química y biológica del agua pudiendo generar alteraciones en el desarrollo biológico de la biota, debido a la concentración de elementos tóxicos (FAO, 2002).

La actividad minera es considerada una de las de más alto efecto ambiental negativo. En lo que se refiere al agua, la situación no es menos trágica. La minería ha sido catalogada como una “industria sedienta”, lo que apunta a definir los grandes volúmenes de agua que la actividad requiere para poder llevarse a cabo (Cereceda, 2007). El resultado de esta necesidad ha sido, en muchos casos, la sustracción de agua para actividades agrícolas e incluso para el consumo humano en aras de asegurar el abastecimiento para la minería. Si a lo anterior le sumamos la contaminación de las aguas usadas en los procesos mineros, vemos que la minería se presenta como una actividad de alto impacto hídrico.

Según la FAO (2002), “la minería daña la calidad y disponibilidad del agua; provoca pérdida de biodiversidad y de cubierta vegetal, y la contaminación en la atmósfera, así como el calentamiento del planeta”, además de declarar que “se ha

considerado a los metales y minerales como bienes nacionales, sin tomar en cuenta los derechos y las necesidades de la población local”.

En general la actividad minera puede impactar las fuentes hídricas superficiales por manejo inadecuado de aguas al interior de la mina, por aumento en los sólidos y turbidez por partículas en suspensión y en arrastre (Fierro, 2012). Las partículas sólidas presentes en el agua pueden sedimentar o pueden permanecer en suspensión debido a su densidad por lo que influyen adversamente en los cuerpos de agua receptores, obstruyen el paso de la luz solar disminuyendo con ello la actividad fotosintética de las plantas acuáticas y algas y por consiguiente tanto la concentración del oxígeno disuelto (MMA, 2003).

El daño al agua ocurre de dos maneras principales: la primera se relaciona con el hecho de que las rocas que se constituyen en los desechos mineros poseen altas cantidades de sulfuros que generan acidez cuando son expuestos al aire, y la segunda con la adición de elementos químicos altamente contaminantes como el cianuro que generan residuos muy alcalinos. Tanto las condiciones de acidez como de alcalinidad extrema permiten la disolución de especies químicas tóxicas que se esparcen con las corrientes de agua contaminadas, situación que también ha llevado a la contaminación de aguas subterráneas y de suelos (Garay, 2013).

Las actividades mineras generan una de las fuentes de contaminación más persistentes del planeta, donde una de las causas más importantes en la contaminación de las aguas es la generación de drenajes ácidos por la oxidación de los minerales con sulfuros como las piritas (Sainz *et al.*, 2003; Grande *et al.*, 2005). Los bajos valores de pH resultantes, favorecen la dilución de los minerales y la liberación de metales tóxicos y otros elementos en los cuerpos de agua (Sainz *et al.*, 2004). Estos procesos ocurren en la superficie de los pantanos y de los residuos mineros, por lo que además de incorporar metales tóxicos en las fuentes de agua aportan una gran cantidad de los sólidos totales disueltos y los sólidos en suspensión que alteran la batimetría de la fuente hídrica, generando algunos de los impactos más persistentes de la industria minera (Gundersen *et al.*, 2001).

Con respecto a la calidad de las aguas de los sistemas de humedales, Villena-Álvarez (2007), plantea que los estudios limnológicos, tradicionalmente, se han desarrollado en los lagos profundos. En las dos últimas décadas, sin embargo, existe un creciente interés por el conocimiento de la ecología de los lagos someros entre los que se destacan las ciénagas, para los cuales se ha incrementado notablemente el número de trabajos realizados en estos ecosistemas acuáticos, principalmente en zonas templadas (Scheffer, 1998). Los lagos someros podrían definirse como aquellos lagos cuya profundidad máxima no supera los 3 m y la batimetría de la cubeta les confiere la potencialidad para ser colonizados, en ocasiones en su totalidad, por plantas acuáticas (Moss, 1998).

En el funcionamiento de los humedales, además de los nutrientes y de los componentes de la cadena trófica, hay que considerar otros factores importantes, como el régimen hidrológico y las fluctuaciones en el nivel de agua. Los cambios hidrológicos en el nivel del agua dependen en gran medida de las condiciones climáticas de la región, pero también de la actividad humana, donde la minería desencadena muchos de los impactos negativos. La dinámica hidrobiológica de las ciénagas y sus redes tróficas se encuentra estrechamente ligada a su hidrología (Coops *et al.*, 2003; Van Geest *et al.*, 2005; Beklioglu *et al.*, 2006).

5.2.7 Índices ecológicos

Índice de Shannon-Wiener: Se usa en ecología u otras ciencias similares para medir la biodiversidad. Se expresa como un número positivo, que en la mayoría de los ecosistemas naturales varía entre 1 y 5 (López 2010). 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 escogido al azar de una colección (Baev & Penev, 1995). Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S, cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 1988).

Índice de Simpson: Es también conocido como el índice de la diversidad de las especies o índice de dominancia; es uno de los parámetros que permite medir la riqueza de organismos. En ecología, es también usado para cuantificar la biodiversidad de un hábitat

y toma un determinado número de especies presentes en el hábitat y su abundancia relativa. El índice de Simpson representa la probabilidad de que dos individuos, dentro de un hábitat, seleccionados al azar, pertenezcan a la misma especie. En este índice, mientras mayor sea su valor, mayor será la diversidad de la comunidad, ya que este valor depende tanto de la riqueza de especies, como de la regularidad o equitatividad con que los individuos están distribuidos entre las especies. Una comunidad rica en especies, pero con una distribución irregular de individuos, tendrá un índice más bajo que otra con una riqueza menor, pero con los individuos bien distribuidos (López 2010).

Riqueza específica: Es la forma más sencilla de medir la biodiversidad, ya que se basa únicamente en el número de especies presentes, sin tomar en cuenta el valor de importancia de las mismas. La forma ideal de medir la riqueza específica es contar con un inventario completo que nos permita conocer el número total de especies, obtenido por un censo de la comunidad. Esto es posible únicamente para ciertos taxa bien conocidos y de manera puntual en tiempo y en espacio. La mayoría de las veces tenemos que recurrir a índices de riqueza específica obtenidos a partir de un muestreo de la comunidad (Moreno 2001).

6. Materiales y métodos

6.1. Unidad de análisis

La unidad de análisis en este estudio estuvo definida por cuatro (4) puntos de muestreo ubicados en la ciénaga de Plaza Seca, perteneciente al corregimiento de Sanceno, municipio de Quibdó, que hace parte de la cuenca media del río Atrato.

6.2. Unidad de trabajo

La unidad de trabajo correspondió a cuatro (4) puntos de muestreo ubicados en la ciénaga de Plaza Seca ubicada en la cuenca media del río Atrato, perteneciendo al municipio de Quibdó (Chocó). Esta ciénaga se ubica en el corregimiento de Sanceno, entre los 5°45'15,5" N, 76°42'42,1" W a 43 m.s.n.m.; presenta una precipitación promedio anual de 8000 mm, temperatura promedio de 26,8 °C y una humedad relativa del 85,7%, correspondiendo a una zona de vida de bosque muy húmedo tropical (bmh-T) (Rangel 2004). Plaza seca es la ciénaga principal de un conjunto de ciénagas en racimo y se encuentra conectada directamente con el río Atrato por medio del caño "Gerunguidó". Este ecosistema está siendo sometido a procesos de minería de tipo aurífero, lo que la hace idónea para conocer el efecto de este tipo de contaminación sobre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en ella presentes.

6.3. Tipo de investigación

La investigación se desarrolló bajo un enfoque cuantitativo, que implica un proceso de recolección y análisis de datos de tipo numérico relacionados con los valores de las variables físicas, químicas e hidrológicas de los puntos estudiados en la ciénaga La Negra, afectada por minería, así como datos relacionados con la abundancia de los macroinvertebrados acuáticos en los diferentes puntos de muestreo.

6.4. Diseño metodológico

La fase de campo de esta investigación fue realizada en el año 2018, con la realización de dos muestreos en la ciénaga de Plaza Seca, afectada por minería, ubicada en la cuenca media del río Atrato. En la ciénaga se ubicaron cuatro (4) puntos de muestreo, correspondientes a la zona litoral y limnética de este tipo de ecosistemas acuáticos (Alba-Tercedor, 2005). Durante cada muestreo se realizaron mediciones de variables físicas, químicas e hidrológicas *in situ*; además de la colecta simultánea de macroinvertebrados acuáticos (Figura 1).

6.5. Análisis de la estructura y dinámica del ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos en una ciénaga afectada por contaminación minera (aurífera) de la cuenca media del río Atrato

6.5.1. Muestreo de los macroinvertebrados acuáticos en la ciénaga estudiada

Para el muestreo de los macroinvertebrados acuáticos se establecieron cuatro (4) puntos de muestreo a lo largo de todo el humedal. La colecta se realizó con una draga Ekman, para los organismos presentes en el fondo, en un área de recolección de 225 cm² con tres lanzamientos con la draga por punto. Las muestras recolectadas fueron lavadas y cernidas en un tamiz con apertura de malla de 0,5 mm y preservadas en alcohol al 90%. Para los organismos asociados a macrófitas se ubicaron transeptos perpendiculares a la línea de borde, en los cinturones de macrófitas y se utilizó un cuadrante de PVC, dotado de una malla de 0,5mm; ésta se ubicó bajo la superficie a colectar, se extrajeron las plantas y se lavaron cuidadosamente las raíces para remover los organismos allí presentes, los cuales fueron preservados en alcohol al 90% (Figura 2). Los conteos y clasificación se realizaron con un estereomicroscopio y claves taxonómicas especializadas (Merritt *et al.*, 2008, Domínguez *et al.* 2006, Domínguez & Fernández 2009)



Figura 2. Muestreo de macroinvertebrados acuáticos en la ciénaga.

6.6. Establecimiento del efecto de la contaminación minera (aurífera) en la dinámica fisicoquímica de la ciénaga en estudio

Las variables que se midieron durante la investigación para analizar la dinámica fisicoquímica e hidrológica de la ciénaga estudiada se presentan en la Tabla 1 (Figura 3).

Tabla 1. Variables físicas, químicas e hidrológicas, unidades de medida y equipo y/o método de medición.

Parámetro	Unidades	Equipo y/o método de medición
Oxígeno disuelto	mg/L	Equipo digital multiparámetros
Porcentaje de saturación de oxígeno	%	
Temperatura del agua	°C	
pH	unidades de pH	
Conductividad eléctrica	μS/cm	Naranja de metilo/ H ₂ SO ₄
Sólidos Totales disueltos	mg/L	
Alcalinidad	mg/L CaCO ₃	
Nitritos	mg/L NO ₂	Laboratorio de aguas CODECHOCO
Nitratos	mg/L NO ₃	
Transparencia	m	Disco Secchi
Profundidad	m	Vara graduada en metros



Figura 3. Toma de muestra y medición de variables físicas, químicas e hidrológicas, con el equipo digital multiparámetros.

6.7. Determinación de la relación entre la estructura y dinámica del ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos y la dinámica fisicoquímica de la ciénaga estudiada

Con el fin de determinar la representatividad de los muestreos realizados, se calcularon los estimadores de diversidad Chao 1, *Bootstraps* y Cole, con el programa *Stimates 9.0.*, utilizando cada uno de los puntos como una unidad de muestreo. Estos estimadores permiten establecer si la muestra es representativa del atributo medido (Villarreal *et al.*, 2006).

A cada una de las variables físicas y químicas del agua medidas en los muestreos se les aplicó un análisis exploratorio de datos, mediante la estimación de la media aritmética (\bar{x}) como medida de tendencia central y la desviación estándar como medida de dispersión relativa. Los cambios espaciales (puntos) en estas variables se evaluaron mediante un Análisis de Varianza (ANOVA) de una vía; mientras que las diferencias temporales (muestreos) se evaluaron mediante una prueba *t* de dos muestras.

Para determinar la estructura del ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos se utilizaron los índices de diversidad de Shannon - Weaver (1949), Dominancia de Simpson

(1945), riqueza específica, abundancia total y relativa. Los cambios en los índices ecológicos entre puntos y muestreos se evaluaron con un ANOVA multifactorial. Para establecer la relación entre la estructura del ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos y la dinámica fisicoquímica de la ciénaga afectada por minería se empleó un análisis de componentes principales. Con los resultados de estos análisis se buscó determinar cómo los cambios en las condiciones fisicoquímicas de la ciénaga afectada por actividad minera influyeron la estructura y la dinámica del ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos presentes en ella.

7. Resultados y discusión

7.1. Composición y estructura del ensamblaje de macro-invertebrados acuáticos en la ciénaga estudiada

7.1.1. Composición del ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos

Los estimadores no paramétricos utilizados: Chao1, Bootstraps y Cole rarefaction, indicaron que la representatividad de los muestreos estuvo entre el 81 y el 96,30% de los géneros de macroinvertebrados acuáticos esperados en las macrófitas de la ciénaga estudiada (Tabla 2); lo que indica un buen diseño de muestreo y una buena representatividad de taxones de macroinvertebrados durante el tiempo de muestreo (Villarreal *et al.* 2006).

Tabla 2. Estimadores de riqueza de taxa de la comunidad de macroinvertebrados en la ciénaga Plaza Seca.

No. de géneros observados	Estimadores		
	Chao 1	Bootstraps	Cole rarefaction
26	31,4	32,1	27
Representatividad %	82,8	81,0	96,3

La comunidad de macroinvertebrados acuáticos en la ciénaga estuvo representada por 175 organismos, distribuidos en 2 clases, 7 órdenes, 22 familias y 27 géneros (Tabla 3). La clase insecta es la más representativa, con el 99,42% de los individuos. A nivel de órdenes, Odonata fue el más representativo con el 34,86%, seguido de Coleóptera con el 28,0% y Diptera con el 18,29% y en menor proporción los órdenes Neuróptera y Glossiphoniformes ambos con el 0,57%) (Figura 4a).

La composición y abundancia de macroinvertebrados acuáticos encontrada es la ciénaga estudiada difiere de la reportada para otras ciénagas del departamento por Mosquera & Córdoba (2015), Mosquera (2017) y Mosquera (2018) y en el país por Deluque *et al.* (2006), Quirós *et al.* (2010), Rivera-Usme (2013) y Rúa-García (2015);

estas diferencias observadas pueden ser atribuidas al reemplazo de taxones de macroinvertebrados acuáticos como resultado de los cambios generados por la actividad minera que se desarrolla en las áreas aledañas a la ciénaga estudiada; puesto que la mayor turbidez del agua que genera esta actividad provoca disminuciones de oxígeno disuelto, la cual no es tolerada por la mayoría de grupos de macroinvertebrados (Molano-Rendon & Morales-Castaño, 2008).

Tabla 3. Composición taxonómica de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos producto de dos muestreos realizados en la ciénaga La Negra, Quibdó - Chocó.

CLASE	ORDEN	FAMILIA	GENERO	Puntos de muestreo				Total	Abundancia relativa (%)	
				P1	P2	P3	P4			
Insecta	Odonata	Coenagrionidae	<i>Telebasis</i>	6	2	5	7	20	11,4	
			<i>Libellulidae</i>	3	0	1	6	10	5,7	
		Aeschnidae	<i>Tramea</i>	0	9	0	0	9	5,1	
			<i>Coryphaeschinna</i>	1	0	0	0	1	0,6	
			<i>Boyeria</i>	1	2	3	0	6	3,4	
			<i>Protoneura</i>	1	9	2	3	15	8,6	
		Coleoptera	Dytiscidae	<i>Laccophylus</i>	5	3	15	0	23	13,1
			Noteridae	<i>Hydrocanthus</i>	2	6	5	12	25	14,3
			Elmidae	NN	0	0	0	1	1	0,6
		Ephemeroptera	Baetidae	<i>Cloeodes</i>	0	1	0	0	1	0,6
	<i>Americabaetis</i>			0	0	0	1	1	0,6	
	<i>Paracloeodes</i>			1	0	0	0	1	0,6	
	Caenidae		<i>Caenis</i>	0	0	1	0	1	0,6	
	Polymitarcyidae		<i>Campsurus</i>	1	2	2	1	6	3,4	
	Hemiptera		Corixidae	<i>Tenagobia</i>	1	0	2	0	3	1,7
		Naucoridae	<i>Pelocoris</i>	0	4	0	0	4	2,3	
		Belostomatidae	<i>Belostoma</i>	0	1	0	0	1	0,6	
		Mesoveliidae	<i>Mesovelia</i>	0	0	0	1	1	0,6	
		Pleidae	<i>Neoplea</i>	0	6	3	0	9	5,1	
		Hebridae	<i>Hebrus</i>	0	1	0	0	1	0,6	
		Gerridae	<i>Rheumatobates</i>	1	0	1	0	2	1,1	
		Diptera	Chironomidae	<i>Ablabesmyia</i>	5	1	0	1	7	4,0
	<i>Chionomus</i>			0	1	0	0	1	0,6	
Culicidae	<i>Culiseta</i>		0	6	3	2	11	6,3		
Ceratopogonidae	<i>Bezzia</i>		1	1	7	4	13	7,4		
Lepidoptera	Crambidae	<i>Petrophila</i>	1	0	0	0	1	0,6		
Hirudinea	Glossiphoniformes	Glossiphonidae	NN	0	0	1	0	1	0,6	
Total	7	22	27	30	55	51	39	175		

Entre las 22 familias que se registran en la ciénaga, Noteridae es la más representativa con el 14,29% de los individuos, seguida de Dytiscidae (13,14%), Coenagrionidae (11,43%) y Libellulidae (10,86%); mientras que las familias Corixidae, Baetidae y Gerridae son las de menor abundancia con valores inferiores al 2% (Figura 4b). A nivel de géneros, sobresalen los géneros *Hydrocanthus* (14, 3%), *Laccophylus* (13,1%) y *Telebasis* (11,4%), mientras que el resto de los géneros presentan abundancias relativas inferiores al 10% (Tabla 3).

La familia Noteridae con el género *Hydrocanthus* (Noteridae) es muy común entre las raíces sumergidas de charcos, lagunas, ríos y quebradas de flujo lento y en raíces de plantas acuáticas (White & Roughley, 2008). Los miembros de la familia Noteridae son capaces de tomar oxígeno atmosférico, que almacenan debajo de sus élitros, por lo tanto, la dependencia al oxígeno atmosférico es probablemente un factor primordial que restringe a estos escarabajos a aguas poco profundas (Larson, 1975; Eyre *et al.*, 1992) como las de la ciénaga estudiada.

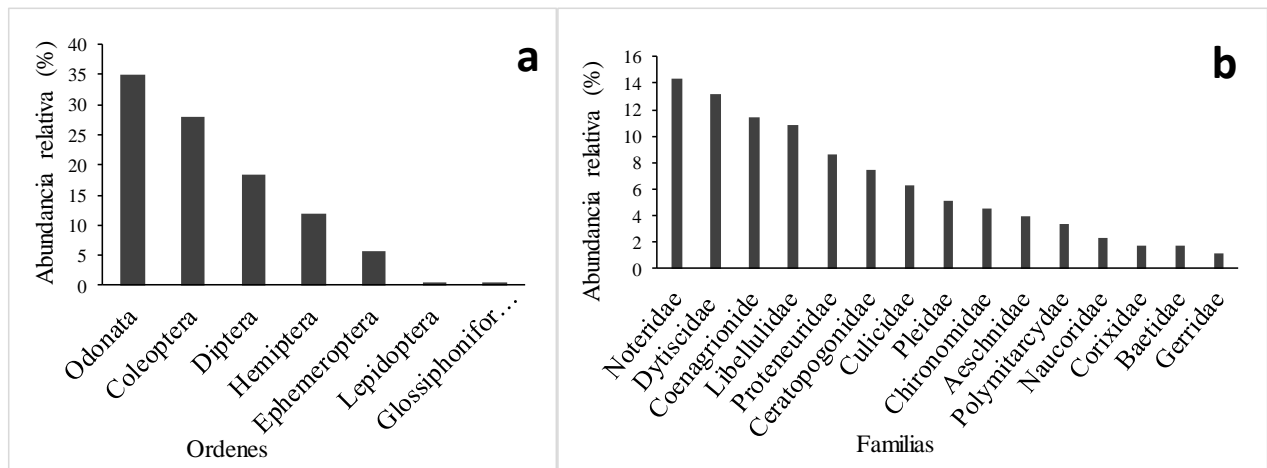


Figura 4. a) Abundancia relativa a nivel de órdenes. b) Abundancia relativa a nivel de familias de macroinvertebrados acuáticos.

7.1.2. Estructura del ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos

Con relación a los índices medidos para evaluar la estructura de la comunidad de macroinvertebrados en la ciénaga de estudio, se encontró que el índice de Diversidad de Shannon-Weiner presentó un valor promedio de 1,92 bits/ind, exhibiendo los mayores valores (2,13bits/ind) en el punto 1 durante el primer muestreo y los más bajos (1,61 bits/ind) en el punto 1 durante el segundo muestreo (Tabla 4). Se presentaron diferencias

significativas en la diversidad entre muestreos ($F= 14,02$; $p= 0,033$), pero no entre puntos ($F= 1,48$; $p= 0,377$) (Figura 5).

En el caso de la riqueza de taxa, esta presentó un valor promedio de 8,6 taxones, exhibiendo los mayores valores (11 taxones) en el punto 2 durante el segundo muestreo y los más bajos (6 taxones) en el punto 1 durante el segundo muestreo (Tabla 4). No se presentaron diferencias significativas en la riqueza entre muestreos ($F= 0,70$; $p= 0,464$), ni entre puntos ($F= 0,25$; $p= 0,856$) (Figura 5).

De acuerdo con Margalef (1998), valores de diversidad menores a 2,70 se consideran bajos ($H' < 2,70$). Los ecosistemas lénticos tienen habitualmente baja diversidad y riqueza, lo cual está relacionado con la poca disponibilidad de hábitats en las ciénagas ya que las macrófitas y el sedimento del fondo constituyen los únicos sustratos disponibles. Por otro lado, los bajos valores de diversidad se hayan asociados a las actividades mineras que se desarrollan en las áreas aledañas a la ciénaga estudiada, las cuales causan modificaciones en el hábitat y la topografía natural de los ambientes acuáticos, con remoción de sedimentos e incrementos de la turbidez del agua que interfieren la respiración branquial de organismos acuáticos. Todo esto altera los procesos fisicoquímicos y bióticos de los ecosistemas acuáticos, constituyendo compuestos letales para las larvas de insectos que son el principal componente de los macroinvertebrados acuáticos (De Marmels 2003). De acuerdo con autores como Bernhardt & Palmer (2011), Chara-Serna *et al.*, (2015), las alteraciones de origen antrópico como la minería alteran directa e indirectamente la diversidad de insectos al interior de los ecosistemas acuáticos.

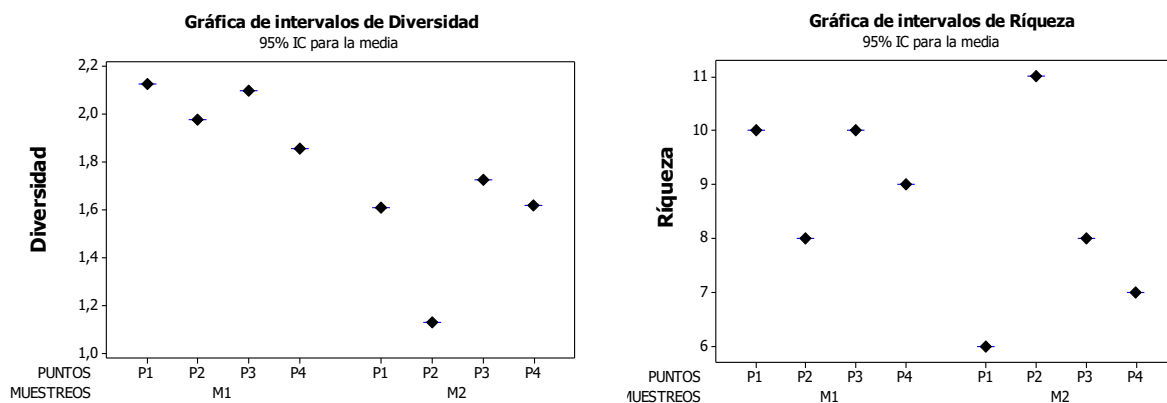


Figura 5. Variación espacial y temporal de la diversidad y riqueza de macroinvertebrados acuáticos en la ciénaga Plaza Seca.

El índice de Dominancia de Simpson tuvo un valor promedio de 0,18, presentando los mayores valores (0,24) en el punto 1 durante el segundo muestreo y los más bajos (0,13) en el punto 1 durante el primer muestreo. Se presentaron diferencias significativas en la dominancia entre muestreos ($F= 13,71$; $p= 0,034$), pero no entre puntos ($F= 0,54$; $p= 0,689$) (Figura 6). Los valores de dominancia de Simpson registrados son bajos, lo que demuestra que la diversidad y la riqueza de especies es igualmente baja, ya que se encuentran pocos taxones y la cantidad de individuos con que cuenta cada uno es muy bajo.

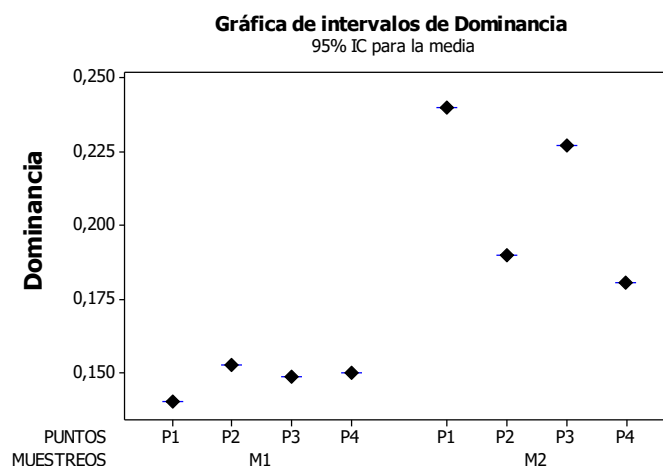


Figura 6. Variación espacial y temporal de la dominancia de macroinvertebrados acuáticos en la ciénaga Plaza Seca.

Tabla 4. Valores promedio, rango y coeficiente de variación (CV), de los índices ecológicos medidos durante dos muestreos realizados en cuatro estaciones de muestreo ubicadas en la ciénaga La Negra, Quibdó – Chocó.

Índice	Promedio	Rango	CV
Diversidad Shannon-Weiner	1,92	1,61 - 2,13	10,22
Dominancia Simpson	0,18	0,13 - 0,24	22,29
Riqueza específica	8,63	6,00 - 11,00	19,54

7.1.3. Dinámica del ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos en los puntos de muestreo de la ciénaga estudiada

En términos generales el mayor número de especímenes se presentó en el primer muestreo con 88 especímenes (50,29%), así como la mayor riqueza específica con 20 géneros y el menor número fue en el segundo con 87 (49,71%), con los coleópteros

odonatos y dípteros como los más representativos en ambos muestreos (Figura 7a). Esto se debió posiblemente a que en el muestreo 1 se presentaron cambios en las condiciones ambientales favorables, tales como la disminución en la precipitación que incluyen condiciones físicas, y aspectos ecológicos como los sustratos naturales, los cuales son los principales hábitats de los macroinvertebrados acuáticos en los cuerpos de agua (Arias *et al.*, 2007). Resultados similares son reportados por Mosquera & Córdoba (2015) y Mosquera (2017 y 2018); quienes, en investigaciones realizadas en ciénagas de la zona, reportan la mayor abundancia de organismos en las macrófitas durante los momentos de baja precipitación.

A nivel de puntos de muestreo, el punto 2 fue el que presentó mayor número de individuos con el 31,43% (55 individuos), así como la mayor riqueza específica con 16 géneros (59,25%), sobresaliendo los odonatos y hemípteros, mientras que en el punto 1 se presentó el valor más bajo con el 17,14% (30 individuos) en el que se destacan los odonatos y dípteros (Figura 7b). La mayor abundancia y riqueza observada en el punto 2 de la ciénaga puede estar asociada a la mayor presencia de parches de macrófitas en este punto a diferencia de punto 1. De acuerdo con Collier & Wilcock (1998) las macrófitas ofrecen un sustrato potencialmente estable para la colonización de los macroinvertebrados acuáticos, al propiciar una mayor disponibilidad de microhábitats y una diversidad de ítems alimenticios. Al respecto, algunas investigaciones han demostrado que la complejidad de este tipo de vegetación explica significativamente atributos de los ensamblajes de invertebrados asociados con la misma, tales como densidad, diversidad y patrones de abundancia relativa (Thomaz *et al.*, 2007; Warfe *et al.* 2008; Dibble & Thomaz, 2009).

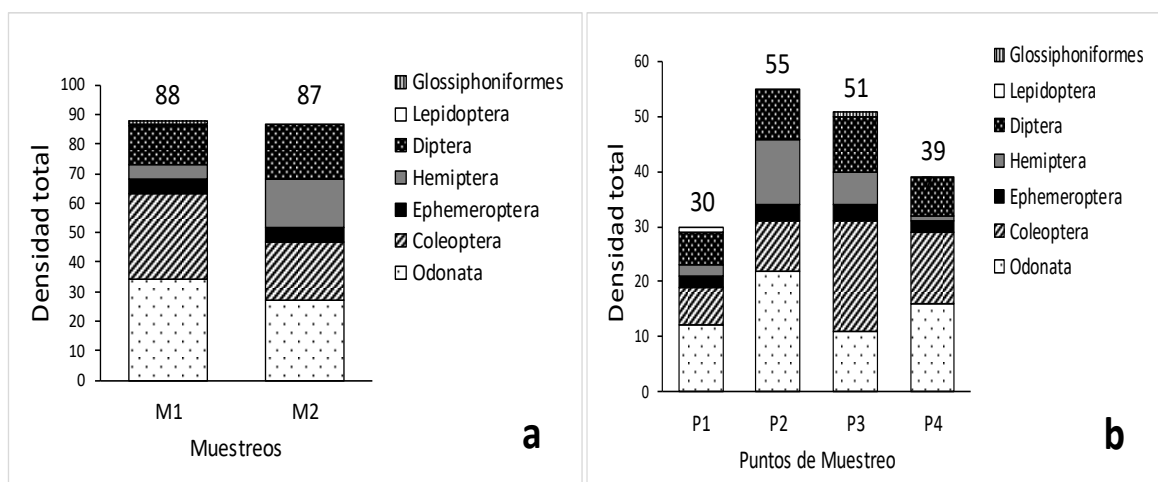


Figura 7. Densidad total a nivel de muestreos (a) y de puntos de muestreo (b).

7.2. Dinámica fisicoquímica y contaminación minera en la ciénaga estudiada

7.2.1. Oxígeno disuelto y porcentaje de saturación

El oxígeno disuelto y el porcentaje de saturación presentaron sus máximos valores de 6,64 mg/L y 126% respectivamente en el punto 4 durante el muestreo 1 y un mínimo valor de 1,63 mg/L y 26,40% en el punto 1 durante el muestreo 2 (Anexo 1); con promedio de $3,96 \pm 2,10$ mg/L y $74,15 \pm 49,88$ % respectivamente (Figura 8). Existiendo diferencias estadísticas significativas entre muestreos ($p < 0,05$), pero no entre puntos ($p > 0,05$) para ambos parámetros (Anexo 2). El punto 4 de la ciénaga Plaza Seca corresponde a la zona limnética de este tipo de ecosistemas, la cual corresponde a la zona más iluminada y por ende de mayor producción de oxígeno por parte del fitoplancton, lo que ayuda a explicar los mayores valores de oxígeno en este punto. Según Lewis (2000) y Roldan (2003) los sistemas lénticos tropicales tienden a presentar valores relativamente bajos de oxígeno disuelto, lo que coincide con lo reportado en este estudio. Así mismo, los bajos valores de oxígeno están también influenciados por las actividades mineras desarrolladas en la ciénaga, las cuales reducen la penetración de luz al generar aumentos en la turbiedad por la remoción del fondo en zonas donde existe dragado, lo que afecta los procesos de producción de oxígeno por fotosíntesis. Al respecto, Mol & Ouboter (2004) señalan que los sólidos en aumento causan excesiva turbidez en el agua considerándose uno de los más severos impactos de la minería sobre ecosistemas acuáticos.

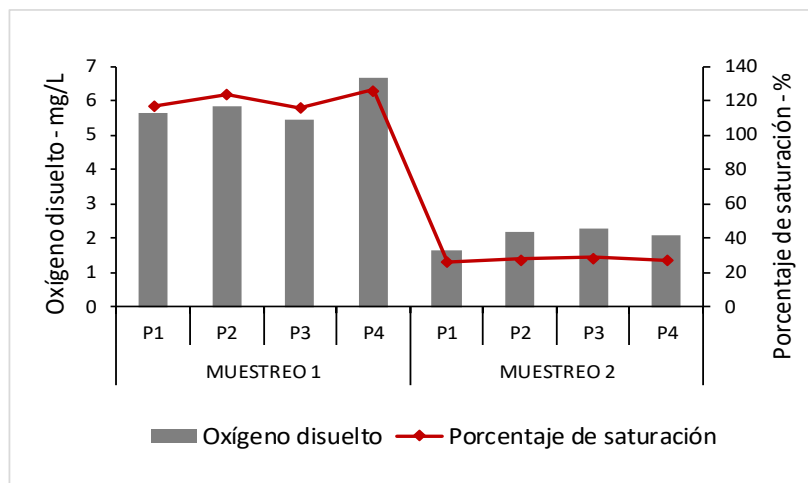


Figura 8. Cambios espacio-temporales en el oxígeno disuelto y el porcentaje de saturación de oxígeno en los puntos de muestreo durante el tiempo de investigación.

7.2.2. Temperatura del agua

La temperatura del agua presentó su máximo valor de 31,40 °C en el punto 1 durante el muestreo 1 y un mínimo valor de 26,40 °C en el punto 1 durante el muestreo 2 (Anexo 1); con promedio de 28,25±1,77 °C (Figura 9). No existiendo diferencias entre muestreos ($p>0,05$), ni entre puntos ($p>0,05$) (Anexo 2). Los valores de temperatura del agua registrados se encuentran dentro de los rangos normales para este tipo de ecosistemas (Asprilla *et al.*, 1998). Según Roldan (1992), una de las características de los ecosistemas tropicales, es la de presentar temperaturas más o menos uniformes a lo largo de todo el año y muy poca variación de esta, de la superficie al fondo. Es así como estos ecosistemas se caracterizan por presentar condiciones estables de temperatura, a diferencia de las que ocurren en las zonas templadas debido a los cambios estacionales (Roldan *et al.*, 2001).

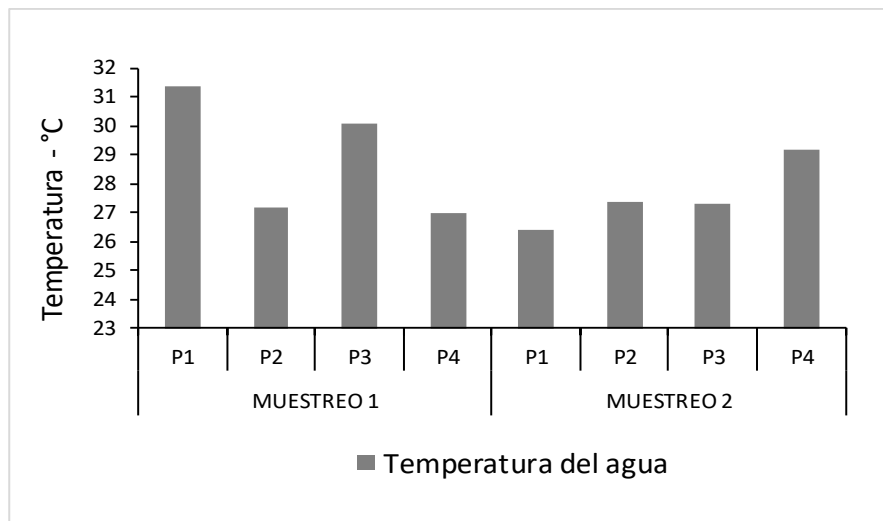


Figura 9. Cambios espacio-temporales en la temperatura del agua en los puntos de muestreo durante el tiempo de investigación.

7.2.3. pH

El pH presentó su máximo valor de 7,02 unidades de pH en punto 1 durante el muestreo 1 y un mínimo valor de 4,83 unidades de pH en el punto 4 durante el muestreo 2 (Anexo 1); con promedio de 5,60±0,86 unidades de pH (Figura 10). No existiendo diferencias entre muestreos ($p>0,05$), ni entre puntos ($p>0,05$) (Anexo 2). En el caso del pH, los valores ligeramente ácidos pueden ser atribuidos a la naturaleza de los suelos de la zona, los cuales son ácidos al igual que los de la mayoría del departamento del Chocó; igualmente, los valores de pH se encuentran también asociados a la actividad minera en

la zona, la cual tiende a acidificar el agua como consecuencia de la oxidación e hidrólisis de sulfuros con formación de sulfatos y sulfatos ácidos (drenaje ácido de mina) lo cual constituye uno de los mayores problemas que representa la minería. Sin embargo, los valores registrados siguen estando dentro los límites para la supervivencia de los organismos acuáticos que es de entre 4,5 a 8,5 (Roldán & Ramírez 2008).

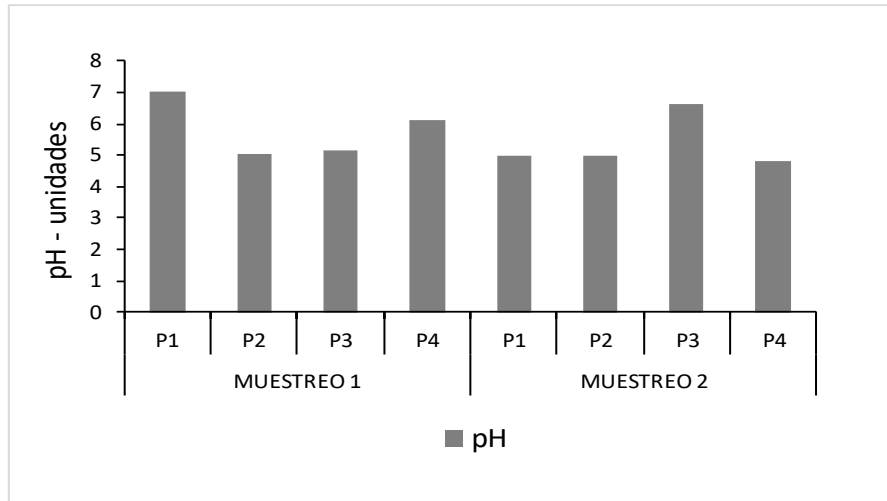


Figura 10. Cambios espacio-temporales en el pH en los puntos de muestreo durante el tiempo de investigación.

7.2.4. Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica presentó su máximo valor de 8,66 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el punto 2 durante el muestreo 1 y un mínimo valor de 3,49 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el punto 3 durante el muestreo 2 (Anexo 1); con promedio de $6,54 \pm 2,19 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 11). Existiendo diferencias entre muestreos ($p < 0,05$), pero no entre puntos ($p > 0,05$) (Anexo 2). Los valores de alcalinidad se encuentran dentro de los rangos normales para ecosistemas neotropicales, menores de 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Roldan & Ramírez, 2008). La alcalinidad en los cuerpos de agua se encuentra asociada a la disolución o mineralización de las rocas (Crites & Tchobanoglous, 2000), así como a los aportes de la vegetación circundante, procesos biológicos dentro del sistema, la escorrentía superficial producida por la lluvia y las actividades antrópicas que genera un arrastre de partículas del sustrato.

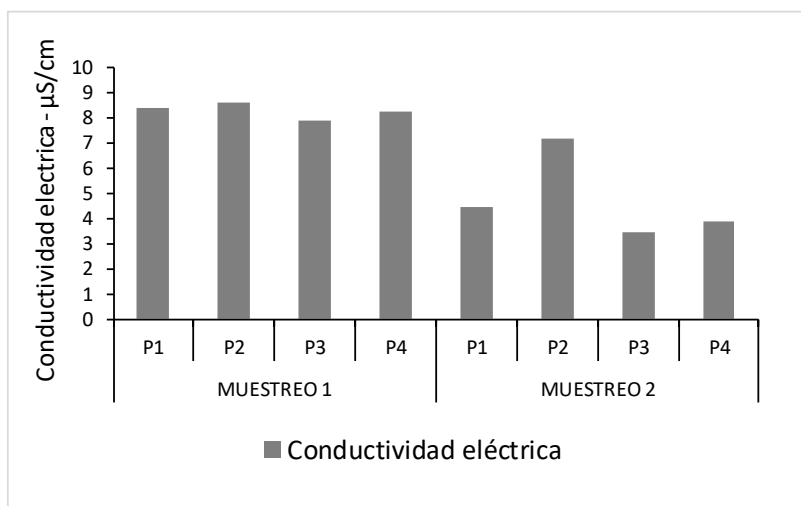


Figura 11. Cambios espacio-temporales en la conductividad eléctrica en los puntos de muestreo durante el tiempo de investigación.

7.2.5. Alcalinidad

La alcalinidad presentó su máximo valor de 18,0 mg/L CaCO₃ en el punto 3 durante el muestreo 2 y un mínimo valor de 6,0 mg/L CaCO₃ en el punto 3 durante el muestreo 1 (Anexo 1); con promedio de 11,75±3,69 mg/L CaCO₃ (Figura 12). No se evidenciaron diferencias entre muestreos ($p > 0,05$), ni entre puntos ($p > 0,05$) (Anexo 2). Los valores de alcalinidad en la ciénaga estudiada se encuentran asociados a los cambios de pH que se generan como resultado de los procesos de tipo minero los cuales emiten o forman aguas de gran acidez, bajando de esta forma el pH del agua y alterado por tanto el sistema buffer del ecosistema y por tanto sus valores de alcalinidad. No obstante, los valores de alcalinidad registrados se encuentran dentro de los rangos normales para este tipo de ambientes, inferiores a 100 mg.l⁻¹, según Roldan & Ramírez (2008).

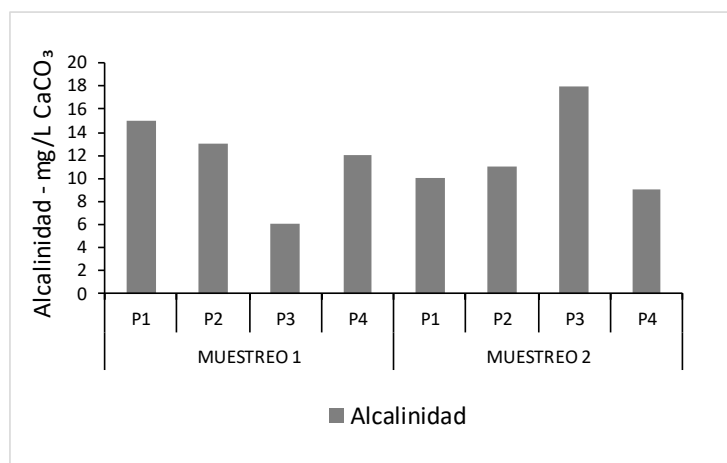


Figura 12. Cambios espacio-temporales en la alcalinidad en los puntos de muestreo durante el tiempo de investigación.

7.2.6. Sólidos totales disueltos

Los sólidos totales disueltos presentaron su máximo valor de 13,0 mg/L en el punto 2 durante el muestreo 2 y un mínimo valor de 4,0 mg/L en los puntos 3 y 4 de ambos muestreos (Anexo 1); con promedio de $6,88 \pm 3,27$ mg/L (Figura 13). No existiendo diferencias entre muestreos ($p > 0,05$), ni entre puntos ($p > 0,05$) (Anexo 2). Los sólidos totales disueltos se hayan asociados a las condiciones climáticas en relación a la precipitación en la zona de estudio ubicada en el río Atrato, que genera un mayor o menor dilución y arrastre de sedimentos los cuales afectan directamente la concentración de sólidos en el agua; asociado todo esto a las actividades de tipo minero que se vienen desarrollando en la cuenca media del río Atrato, las cuales generan un incrementos de los sólidos, producto de las actividades de extracción desarrolladas.

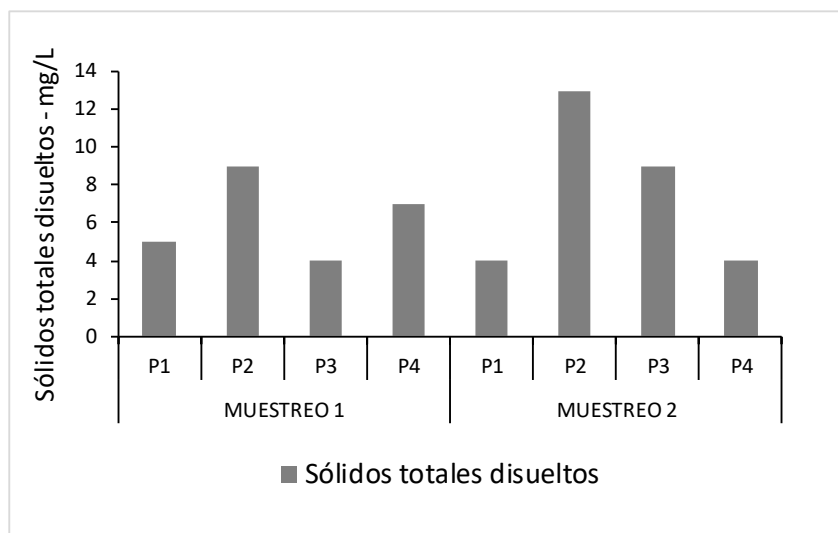


Figura 13. Cambios espacio-temporales en los sólidos totales disueltos en los puntos de muestreo durante el tiempo de investigación.

7.2.7. Nitritos (NO_2) y nitrato (NO_3)

Los nitritos presentaron su máximo valor de 3,10 mg/L en el punto 2 durante el muestreo 1 y un mínimo valor de 0,037 mg/L en el punto 2 durante el muestreo 2 (Anexo 1); con promedio de $1,31 \pm 1,40$ mg/L; mientras que en el caso de los nitratos, su máximo valor de 1,20 mg/L en el punto 4 durante el muestreo 2 y un mínimo valor de 0,002 mg/L en el punto 1 durante el muestreo 1; con promedio de $0,30 \pm 0,52$ mg/L (Figura 14). En el caso de los nitritos, existieron diferencias entre muestreos ($p < 0,05$), pero no entre puntos ($p > 0,05$); mientras que, para el caso de los nitratos, no existieron diferencias entre

muestreos ($p>0,05$), ni entre puntos ($p>0,05$) (Anexo 2). Los valores promedio de estas dos variables se encuentran por encima del nivel normal para aguas naturales (0,3 a 0,5 mg/L, Machado & Roldan 1981 citado por Guerrero & Manjarres 2003), lo se encuentra asociado a las actividades mineras desarrolladas, las cuales están ligadas en la mayoría de los casos los asentamientos mineros se hayan asociados a asentamientos humanos en los que las fuentes hídricas son usadas como desagües o botaderos de desechos orgánicos los cuales contribuyen al incremento de las formas de Nitrógeno en el agua.

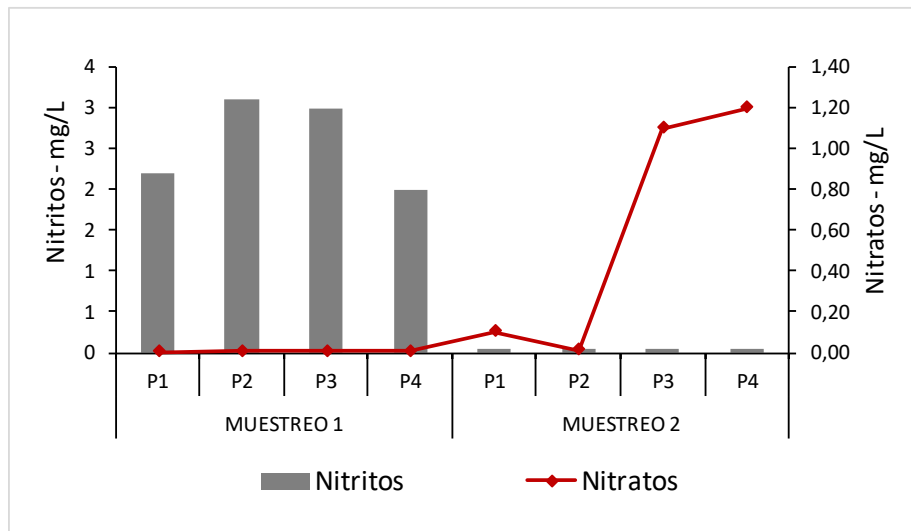


Figura 14. Cambios espacio-temporales en nitritos y nitratos en los puntos de muestreo durante el tiempo de investigación.

7.2.8. *Transparencia y profundidad*

La transparencia del agua presentó su máximo valor de 1,36 m en el punto 4 durante el muestreo 2 y un mínimo valor de 0,43 m en el punto 2 durante el muestreo 1 (Anexo 1); con promedio de $1,33\pm 0,55$ m; mientras que en el caso de la profundidad, su máximo valor de 3 m en el punto 1 durante el muestreo 1 y un mínimo valor de 1,24 m en el punto 3 durante el muestreo 1 (Anexo 1); con promedio de $2,36\pm 0,70$ m (Figura 15). No existiendo diferencias entre muestreos ($p>0,05$), ni entre puntos ($p>0,05$) (Anexo 2). Los valores promedio de transparencia, se encuentran asociados a la profundidad de las ciénagas estudiadas, estando dentro del rango establecido para las ciénagas en Colombia por Arias (1985) de entre 0,17 y 1,13 m.

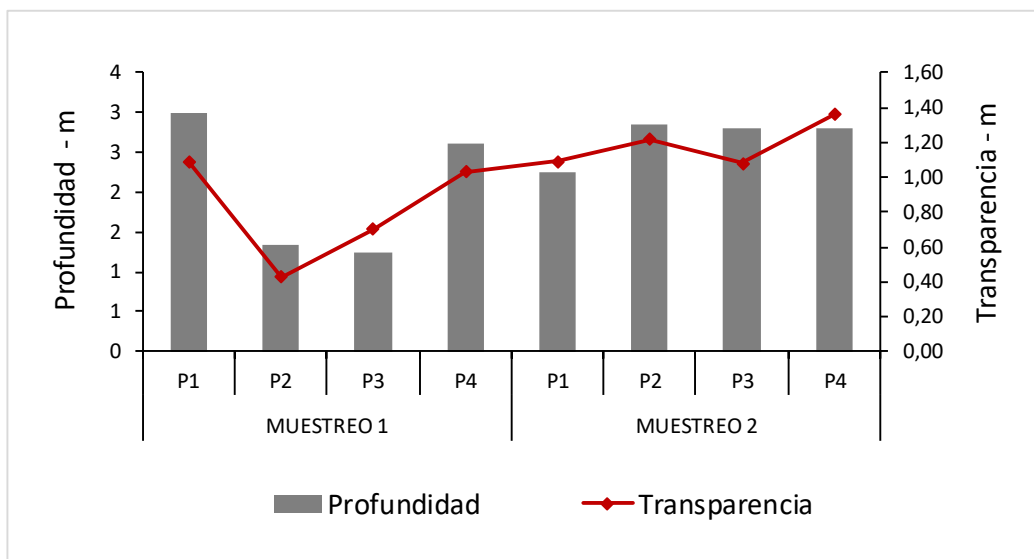


Figura 15. Cambios espacio-temporales en transparencia y profundidad en los puntos de muestreo durante el tiempo de investigación.

7.3. Relación entre estructura y dinámica del ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos y la dinámica fisicoquímica de la ciénaga estudiada

El Análisis de Componentes Principales (ACP) aplicado para analizar la relación entre la estructura y dinámica del ensamblaje de macroinvertebrados y la dinámica fisicoquímica en la ciénaga La Negra, afectada por minería, identificó tres componentes principales que explican el 79,09% de la variación de los datos (Figura 16): un primer componente que explica el 43,77% de la variación, determinado por las variables oxígeno disuelto, porcentaje de saturación, conductividad, nitritos, riqueza, diversidad y dominancia con correlación positiva y transparencia con correlación negativa; un segundo componente que explica el 19,63% de la variación, determinado por las variables Sólidos Totales Disueltos (STD) pH, profundidad, abundancia, y riqueza con correlación positiva; y un tercer componente (no graficado) que explica el 15,68% de la variación, con las variables sólidos totales disueltos, y abundancia con correlación negativa y la variable pH con correlación positiva (Anexo 3).

Esta asociación entre las variables ambientales y la comunidad de macroinvertebrados acuáticos ha sido resaltada en muchas investigaciones como las de Rocha-Ramírez *et al.*, (2007) y Rúa-García (2015), lo que se encuentra relacionado con la

estrecha correlación entre los organismos y los factores ambientales. Según autores como Covich *et al.* (1999), Krebs (2000) y Grillet *et al.* (2002), la estructura y distribución espacial de los macroinvertebrados en las ciénagas se haya asociada a las características físicas, al estado trófico, a la heterogeneidad de hábitats, la profundidad, el oxígeno, el pH, la temperatura y la materia orgánica entre otros factores. Así mismo, de acuerdo con Ocon & Rodríguez (2004) y Domínguez & Fernández (2009), los factores fisicoquímicos son considerados como los aspectos que más influencia ejercen sobre la distribución, abundancia y riqueza de insectos acuáticos.

En el caso del pH, la mayoría de los organismos acuáticos tienen un límite de pH dentro del cual su crecimiento se hace posible, habiendo muy pocas especies que puedan crecer en pH inferiores a 2 o superiores a 10; y en el caso particular de los macroinvertebrados, el pH óptimo se haya en el rango de 5,0 a 9,0 (Roldan & Ramírez 2008). Por otro lado, variables como la alcalinidad y los sólidos afectan significativamente la distribución de los macroinvertebrados, ya que tienen efectos ecofisiológicos sobre sus procesos de osmoregulación y por ende sobre su supervivencia en los ambientes acuáticos (Montoya & Aguirre 2009, Quiroz-Rodríguez *et al.*, 2010, Roldan & Ramírez 2008).

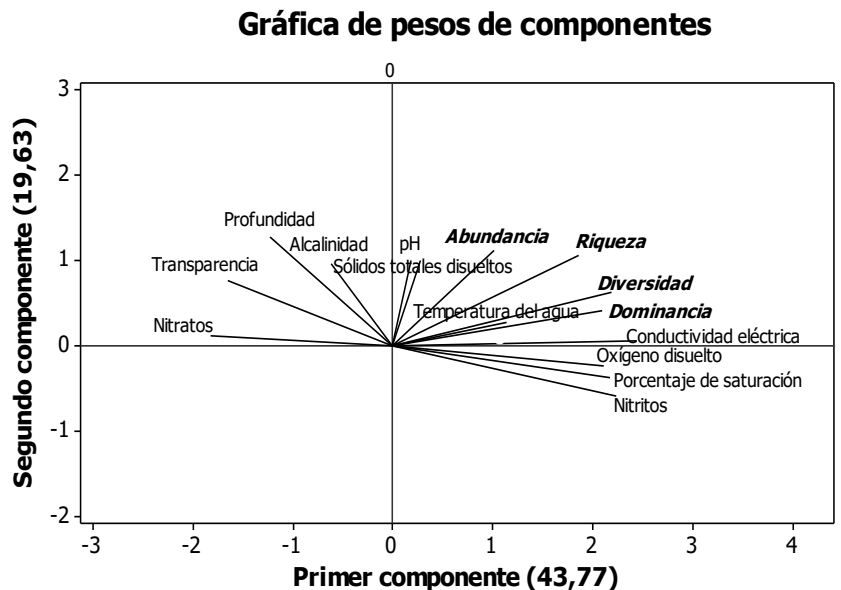


Figura 16. Análisis de componentes principales (ACP) de las variables fisicoquímicas y la estructura y dinámica del ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos.

De esta manera, se ha evidenciado que la minería aurífera realizada en las áreas aledañas a la ciénaga estudiada, tiene efectos bastante perjudiciales sobre el ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos, que se evidencian en la reducción en la abundancia y riqueza de taxones, así como en el cambio en su composición taxonómica, todo esto asociado a los cambios que ocasiona esta actividad en las condiciones fisicoquímicas del agua en la ciénaga y por consiguiente en su calidad.

8. Conclusiones

- El ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos en la ciénaga de Plaza Seca estuvo representado por 2 clases, 7 órdenes, 22 familias y 27 géneros.
- Los órdenes de macroinvertebrados acuáticos más representativos durante todo el estudio fueron Odonata (34,86%) y Coleoptera (28,0%).
- La diversidad exhibida por el ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos fue baja durante todo el estudio, como resultado del impacto generado por la actividad minera y de la capacidad de respuesta del ensamblaje a este tipo de perturbación en la zona.
- En términos generales, la mayoría de las variables fisicoquímicas fueron son afectadas fuertemente por el aumento de sedimentos generados como resultado de la actividad minera, los cuales alteraron de forma significativa la dinámica fisicoquímica de la ciénaga estudiada.
- El análisis de componentes principales identificó tres componentes principales que explican el 79,09% de la variación de los datos biológicos y fisicoquímicos, determinando a las variables oxígeno disuelto, porcentaje de saturación de oxígeno, conductividad eléctrica, nitritos, riqueza, diversidad y dominancia con correlación positiva y transparencia con correlación negativa, lo que se encuentra asociado al hecho de que estas variables son fuertemente afectadas de forma negativa por los procesos mineros.

9. Recomendaciones

Adelantar nuevos estudios que involucren las comunidades acuáticas y los aspectos fisicoquímicos en las ciénagas de la cuenca media y baja de río Atrato que permitan conocer y entender el efecto que está teniendo la actividad minera sobre estos importantes ecosistemas.

Teniendo en cuenta que los resultados de esta investigación muestran un ecosistema acuático en el que las comunidades acuáticas y las condiciones fisicoquímicas están siendo afectadas por los procesos mineros, es fundamental que la autoridad ambiental de la zona (CODECHOCÓ) promuevan la realización de actividades educativas y preventivas que permitan reducir la perturbación de estos ecosistemas tan estratégicos para la región, como lo son los sistemas cenagosos y los servicios ecosistémicos a ellos asociados.

10. Referencias bibliográficas

- Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. Memorias del IV Simposio el agua en Andalucía. Siaga, Almería, 2, 202-213.
- Allan, J.D. & Castillo, M.M. (2007). *Stream Ecology: structure and function of running waters*. Holanda. Springer.
- Arthington, A.H., Naiman, R.J., McClain, M.E. & Nilsson, C. (2010). Preserving the biodiversity and ecological services of rivers: new challenges and research opportunities. *Freshwater Biology*, 55, 1-16.
- Asprilla, S., Ramírez, J.J & Roldán, G. (1998). Caracterización Limnológica Preliminar de la Ciénaga de Jotaudó (Chocó, Colombia). *Revista Actualidades Biológicas*, 20 (69),87-107.
- Ávila de Navia, S.L., Estupiñán-Torres, S.M., Mejía Grajales, A.M., Mora Velásquez, L.V. (2014). La calidad bacteriológica del agua del humedal Jaboque (Bogotá, Colombia) en dos épocas contrastantes. *Caldasia*. 36(2), 323-329.
- Arias, P.A. (1985). Las ciénagas en Colombia. *Divulgación Pesquera*, 22 (3-5), 38-70.
- Baev, P.V. & L.D. Penev. (1995). *BIODIV: program for calculating biological diversity parameters, similarity, niche overlap, and cluster analysis*. Versión 5.1. Pensoft, Sofia-Moscow, 57 pp.
- Beklioglu, M., Altinayar, G. & Tan, C. (2006). Water level control over submerged macrophyte development in five shallow lakes of Mediterranean Turkey. *Archiv für Hydrobiologie*. In press.
- Bernhardt, E. S., & Palmer, M. A. (2011). The environmental costs of mountaintop mining valley fill operations for aquatic ecosystems of the Central Appalachians. *Annals of the New York Academy of Science*, 1223, 39-57.

- Bonada, N., Prat, N., Resh, V.H. & Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology* 51, 495-523.
- Boon, P. J. & Howell, D.L. (Eds). (1997). *Freshwater quality: Defining the indefinable?*. Edinburgh. The Natural Heritage of Scotland Series. 552 pp.
- Cairns, J.Jr. & Prat, R.J. (1993). A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. En Rosenberg, D.M. & Resh, H. (Eds). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Pp. 10-27. New York. Chapman & Hall, Inc.
- Cereceda, E. (2007). *Agua y minería: una industria sedienta*. Bnamerías Mining Group.
- Chapman, D. (1996). *Water Quality Assessments. A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. Chapman & Hall. 626 pp.
- Chará-Serna, A. M., Chará, J., Giraldo, L. P., Zúñiga, M. C., & Allan, J. D. (2015). Understanding the impacts of agriculture on Andean stream ecosystems of Colombia: a causal analysis using aquatic macroinvertebrates as indicators of biological integrity. *Freshwater Science*, 34, 727-740.
- Collier, K.J., Wilcock, R.J., Meredith, A.S. (1998). Influence of substrate type and physicochemical conditions on Macroinvertebrate faunas and biotic indices of some lowland Waikato, New Zealand, streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 32 (1), 1-19.
- Coops, H., Beklioglu, M. & Crisman, T.L. (2003). The role of water-level fluctuations in shallow lake ecosystems - workshop conclusions. *Hydrobiologia*, 506-509, 23-27.
- Covich, A., Palmer, M. & Crowl, T. (1999). Macroinvertebrates role in water ecosystem. *Bioscience*, 49(2),119-127.
- Crites, R. & Tchobanoglous, G. (2000). *Sistemas de manejo de aguas residuales para núcleos pequeños y descentralizados*. Colombia: McGraw Hill: Tomo 1343 pp.

- Cuesta, D. & Cuesta, Y. (2002). Estructura de la comunidad fitoplanctónica en dos profundidades en la ciénaga La Grande. *Revista Universidad Tecnológica del Chocó*, 17, 41-47.
- D.O.C.E. (2000). Water Framework Directive. 2000/60/EC. OJL 327/1 December 22, 2000.
- Delgado, L. & Machado-Allison, C.E. (2006). La comunidad de insectos acuáticos asociados a *Alocasia macrorrhiza* en Venezuela. Composición de la fauna y aspectos de su historia natural. *Entomotropica*, 21(2), 105-115.
- Deluque, J., Reyes, S., Sierra-Labastidas, T. & López, W. (2006). Primeros reportes de familias de macroinvertebrados asociados a macrófitas acuáticas en la ciénaga del Cerro de San Antonio (río Magdalena, Colombia). *Revista Intrópica* 3,77-86.
- De Marmels, J. (2003). Odonatos. En Aguilera, M., Azocar A. & Gonzales-Jiménez, E (Eds.). Biodiversidad en Venezuela. Pp. 312-325. Fundación Polar, Ministerio de Ciencia y Tecnología y Fondo Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación, Caracas, Venezuela.
- Dibble, E.D. & Thomaz, S.M. (2009). Use of fractal dimension to assess habitat complexity and its influence on dominant invertebrates inhabiting tropical and temperate macrophytes. *Journal of Freshwater Ecology*. 24 (1): 93-102.
- Domínguez, E. & Fernández, H.R. (Ed.). (2009). *Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos*. Tucumán, Argentina. Fundación Miguel Lillo. 654 pp.
- Domínguez, E., Molineri, C., Pescador, M.I., Hubbard, M.D. & Nieto, C. (2006). Ephemeroptera of South América. En Aquatic Biodiversity en latin América (ABLA). Adis, J., Arias, J. R., Rueda-Delgado, G. & Wantzen, K. M. (eds). Vol. 2. Pensoft, Sofia-Moscow.
- Duque, H. (1990). Estratigrafía, Paleocianografía y Paleobiogeografía, de la Cuenca del Atrato y la Evolución del Istmo de Panamá. Ingeominas. 44 pp.

- Eslava, J. (1994). Climatología del Pacífico colombiano. Academia Colombiana de Ciencias Geofísicas. 79 pp.
- Eyre, M.D., Carr, R., McBlane, R.P. & Foster, G.N. (1992). The effect of Varying site water duration on the distribution of assemblages, adults and Larvae (Coleoptera: Haliplidae, Dysticidae, Hydrophilidae) *Arch Hydrobiology*, 124(3), 281-191.
- FAO. (2002). Un pueblo polarizado: ¿Oro en vez de alimentos? (Año Internacional de las Montañas, 2002). Recuperado de <http://www.swissinfo.ch/spa/un-pueblo-polarizado-oroen-vez-de-alimentos-/8211532>.
- Fierro, J. (2012). Políticas mineras en Colombia. ILSA. 258 p.
- Garay, L.J. (2013). Minería en Colombia. Fundamentos para superar el modelo extractivista. Contraloría General de la República. 211pp.
- Grande, J.A., Beltrán, R., Saínez, A., Santos, J. C., De La Torre, M.L. & Borrego, J. (2005). Acid mine drainage and acid rock drainage processes in the environment of Herrerías Mine (Iberian Pyrite Belt, Huelva-Spain) and impact on the Andevalo Dam. *Environmental Geology*, 47, 185-196.
- Grillet, M., Legendre, P. & Borcard, D. (2002). Community structure of Neotropical wetland insects in Northern Venezuela: I. Temporal and environmental factors. *ArchHydrobiology* 155, 413-436.
- GTZ / CORPONARIÑO / P-CONSULT. (1992). Mitigación de emisiones de mercurio en la pequeña minería aurífera de Nariño. Santa fé de Bogotá D. C. (Colombia).
- Guerrero, .F B. & Manjares, A. H. (2003). Los macroinvertebrados bentónicos de pozo azul (cuenca del río Guaira, Colombia) y su relación con la calidad del agua. *Acta Biológica Colombiana*, 8(2), 43-55.
- Gundersen, P., Olsvik, P.A. & Steinnes, E. (2001). Variations in heavy metal concentration in two mining-polluted streams in central Norway. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20, 978-984.

- Hanson, P., Springe, M. & Ramirez, A. (2010). Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. *Revista de Biología Tropical*, 58(4), 3-37.
- Hellawell, J. (1986). Biological indicators of fresh water pollution and environmental management. Elsevier Applied Science Publishing, London & New York. 546 pp.
- Ingeominas. (1999). Inventario minero ambiental de Colombia por Departamentos. Min. Minas y Energía, Inst. de Inv. Geológicas y Mineras. Santa Fe de Bogotá D. C. (Colombia).
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi "IGAC". (2006). Chocó: Características Geográficas. Bogotá-Colombia. 234 pp.
- Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico., Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial & Consejo Comunitario Mayor del Atrato. (2008). Inventario, Priorización y Caracterización Ambiental de los Humedales del Medio Atrato, departamento del Chocó. Informe Técnico. Bogotá-Colombia. 234 pp.
- Johnson, R.K., Wiederholm, T. & Rosenberg, D.M. (1993). Pp. 40-41. En Rosenberg, D.M., & Resh, H. (Eds). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, Inc. New York.
- Krebs, C.H. (2000). *Ecología: estudio de la distribución y la abundancia*. 2da Edición en español. Oxford University Press. México.
- Larson, D.J. (1975). The Predaceous water (Coleoptera: Dysticidae) of Alberta: Systematics, natural history and distribution. *Quaest Entomology* 11,245-498.
- López-Martínez, M.L. (2010). Diversidad de algas perifíticas en la quebrada Chapal. *Revista Criterios*, 4: 109-116.
- Lewis, M. (2000). Basis for the protection and management of tropical lakes. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 5,35-48.
- Marçal, S.F. & Callil, C.T. (2008). Structure of invertebrates community associated with *Eichhornia crassipes* Mart. (Solms-Laubach) after the introduction of *Limnoperna*

- fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae) in the Upper Paraguay River, MT, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensis* 20(4), 359-371.
- Marco, P., Araújo, M.P., Barcelos, M.K. & Santos, M.B. (2001). Aquatic invertebrates associated with the water-hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in an eutrophic reservoir in tropical Brazil. *Studie son Neotropical Fauna and Environmental*, 36(1), 73-80.
- Margalef, R. (1998). *Ecología*. Ediciones Omega, SA. Barcelona. España, 320 p.
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey, 179 pp.
- Martínez-Rodríguez, M. del A. & Pinilla-A. G.A. (2014). Valoración de la calidad del agua de tres ciénagas del departamento de cesar mediante macroinvertebrados asociados a *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae). *Caldasia*, 36(2), 305-321.
- Merritt, R.W.; Cummins, K.W. & Berg, M.B. (2008). An introduction to the aquatic insects of North America. Dubuque, Kendall/Hunt Publishing Company. 1214 pp.
- Ministerio del Medio Ambiente. (2001). Política Nacional para humedales interiores de Colombia: Estrategias para su conservación y uso racional. Primera Edición: Bogotá D.C. 67 pp.
- Ministerio del Medio Ambiente. (2003). Plan de Manejo Ambiental del Complejo de Ciénagas el Totumo, el Guajaro, y el Jobo en la Ecorregión Estrategica del Canal del Dique. Bogotá. 243 pp.
- Mol, J.H., & Ouboter, P.E. (2004). Downstream effects of erosion from small-scale gold mining on the instream habitat and fish community of a small Neotropical rainforest stream. *ConservationBiology*, 18, 201-214.
- Molano-Rendon, F., & Morales-Castano, I.T. (2008). Clasificación y hábitats de Gerridae (Heteroptera - Gerromorpha) en Colombia. *Acta biológica colombiana* 13(2), 41-60.
- Momo, F.R., Casset, M.A., Gantes, P., Torremorell, A. M. & Perelli, R.M. (2006). Relationship between micro-invertebrates and macrophytes in a wetland: Laguna

- Iberá (Corrientes, Argentina). Implications for water quality monitoring. *Environmental Monitoring and Assessment* 112, 271-281.
- Montoya-Moreno, Y. & Aguirre, N. (2009). Estado del arte de la limnología de lagos de planos inundables (Ciénagas) en Colombia. *Revista Gestión y Ambiente*. 12(3), 85-106.
- Moreno, C.E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T - Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.
- Mosquera-Murillo, Z. & Córdoba Argón, K.E. (2015). Caracterización de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en tres ciénagas de la cuenca media del río Atrato, Chocó, Colombia. *Revista Institucional Universidad Tecnológica del Chocó Investigación, Biodiversidad y Desarrollo*, 34(1), 22-35.
- Mosquera-Murillo, Z. (2017). Insectos acuáticos asociados a raíces de *Eichhorniacrassipes*(MART) Solms en ciénagas del río Atrato, Chocó – Colombia. *Revista de Ciencias Univalle*, 21(2), 29-44.
- Mosquera-Murillo, Z. (2018). Insectos acuáticos asociados a *Eichhorniaazurea*(Schwartz) Kunth en ciénagas del río Atrato, Chocó – Colombia. *Revista Colombiana de Ciencia Animal*, 10(1), 15-24.
- Moss, B. (1998). *Ecology of Fresh Waters: Man & Medium, Past to Future*. 3rd edn. Blackwell Science, Oxford, 557 pp.
- Moulton, T.P. & Wantzen, K.M. (2006). Conservation of tropical streams - special questions or conventional paradigms? *Aquatic Conservation* 16, 659-663.
- Ocpn, C.S. & Rodríguez, A. (2004). Presence and abundance of Ephemeroptera and other sensitive macroinvertebrates in relation with habitat conditions in Pampean streams (Buenos Aires, Argentina). *Archiv Hydrobiology* 159,473-487.

- Perea-Saavedra, Z., Bocanegra-Chung, I. & Alvan-Aguilar, M. (2011). Evaluación de comunidades de macroinvertebrados asociados a tres especies de macrófitas acuáticas en la laguna de Moronacocha, Iquitos. *Ciencia Amazónica*, 1(2), 96-103.
- Pinilla, G. A. (2000). Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia. Universidad Jorge Tadeo Lozano. 67 pp.
- Poi de Neiff, A. & Carignan, R. (1997). Macroinvertebrates on *Eichhornia crassipes* roots in two lakes of the Paraná River floodplain. *Hydrobiologia* 345, 185-196.
- Poi de Neiff, A. (2003). Macroinvertebrates living on *Eichhornia azurea* Kunth in the Paraguay River. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 15(1), 55-63.
- Prat, N., Ríos, B., Acosta, R. & Rieradevall, M. (2009). Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En Domínguez, E. & Fernández, H.R. (Eds.). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina. 26 pp.
- Pringle, C.M., Scatena, F.N. Paaby-Hansen, P. & Nuñez-Ferrera, M. (2000). River conservation in Latin America and the Caribbean. Pp 39-75. In Boon, P.J. & Petts, G.E. (eds.). Global perspectives on river conservation: science, policy and practice, John Wiley and Sons, Nueva York, EEUU.
- Ramírez, A. & Viña. G. (1998). Limnología Colombiana. Aportes a su conocimiento y estadística de análisis. BP Exploration Company – Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Colombia. 250 p.
- Ramirez, A., Pringle, C.M. & Wantzen, K.M. (2008). Tropical river conservation. Pp 285-304. In D. Dudgeon (ed.). Tropical stream ecology. Academic, Nueva York, EEUU.
- Rangel, J.O. (2004). Colombia Diversidad Biótica IV: El Chocó Biogeográfico/Costa Pacífica. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. Ed. UNAL. 996 p.

- Resh, V.H., Myers, M.J. & Hannaford, M.J. (1996). Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality. Pp. 647-667. In Hauer, F.R. & Lamberti, G.A. (Eds). *Methods in Stream Ecology*. Academic Press. San Diego, California.
- Reyes-Morales, F. (2013). Macroinvertebrados acuáticos de los cuerpos lénticos de la Región Maya, Guatemala. *Revista científica*, 23(1), 7-16.
- Rivera-Usme, J.J., Pinilla-Agudelo, G.A. & Rangel-Ch., O. (2013). Ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos y su relación con las variables físicas y químicas en el humedal de Jaboque-Colombia. *Caldasia*, 35(2),389-408.
- Rocha-Ramírez, A., Ramírez-Rojas, A., Chávez- López, R. &Alcocer, J. (2007). Invertebrate assemblages associated with root masses of *Eichhorniacrassipes*(Mart.) Solms-Laubach 1883 in the Alvarado Lagoon al System, Veracruz, Mexico. *AquaticEcology*, 41(2), 319-333.
- Roldán, G. (1992). *Fundamentos de limnología neotropical*. Medellín: Universidad de Antioquia; 592 pp.
- Roldán, G. (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 23(88), 375 – 386.
- Roldán, G., Bohórquez, A., Cataño, R. & Ardila, J. (2001). Estudio Limnológico del Embalse del Guavio. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales*. 24 (90): 25-33.
- Roldán, G. (2003). *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Uso del método BMWP/Col*. Universidad de Antioquia, Medellín, Antioquia, Colombia.
- Roldán, G. & Ramírez, J.J. (2008). *Fundamentos de Limnología Neotropical*. 2ª ed. Universidad de Antioquia-ACCEFYN-Universidad Católica de Oriente, Medellín.

- Roldan-Pérez, G. (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista de la Académica Colombiana. Ciencias Exactas Físicas Naturales*, 40(155),254-274.
- Rosenberg, D.M & Resh, V.H. (1996). Use of aquatic insects in biomonitoring. Pp. 87-97. In Merritt R. W. & Cummins, W.K. (Eds). *Aquatic insects of North American.*, 3^a ed. Kendall / Hunt Publishing. Company. Dubuque, Iowa.
- Rúa-García, G. (2015). Macroinvertebrados acuáticos asociados a raíces de *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms, en la ciénaga de Zapayán, Magdalena-Colombia. *Revista Intropica*, 10,52-59.
- Sainz, A., Grande, J.A. & De La Torre, M.L. (2003). Odiel River, acid mine drainage and current characterization by means of univariate analysis. *Environment International*, 29, 51-59.
- Sainz, A., Grande, J.A. & De La Torre, M.L. (2004). Characterization of heavy metal discharge into the Ria of Huelva. *Environment International* 30, 557-566.
- Saulino, H.H.L. & Trivinho-Strixino, S. (2014). Macroinvertebrados acuáticos asociados às raízes de *Eichhornia azuera* (Swartz) Kunth (Pontederiaceae) em uma lagoa marginal no Pantanal, MS. *Revista Biotemas*, 27 (3), 65-72.
- Scheffer, M. (1998). *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman and Hall, London. 357 pp.
- Smith, A.J., Bode, R.W. & Kleppel, G.S. (2007). A nutrient biotic index (NBI) for use with benthic macroinvertebrate communities. *Ecological Indicators* 7, 371-386.
- Springer, M. (2010). Biomonitoring acuático. *Revista de Biología Tropical*, 58,53-59.
- Thomaz, S.M., Dibble, E.D., Evangelista, L.R., Higuti, J. & Bini, L.M. (2007). Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshwater Biol.* 53 (2): 358-67.

- Van Geest, G. J., Wolters, H. Roozen, F.C.J., Coops, H., Roijackers, R.M., Buijse, A.D. & Scheffer, M. (2005). Water-level fluctuations affect macrophyte richness in floodplain lakes. *Hydrobiologia*, 539, 239-248.
- Vásquez, C., Ariza, A. & Pinilla, G. (2006). Descripción del estado trófico de diez humedales del altiplano cundiboyacense. *Universitas Scientiarum*, 11(2), 61-65.
- Vasquez, D., Flowers, R.W. & Springer, M. (2009). Life history of five small minnow mayflies (Ephemeroptera: Baetidae) in a small tropical stream on the Caribbean slope of Costa Rica. *Aquatic Insect*, 31, 319-332.
- Villarreal, H., Alvarez, M., Cordoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M. & Umaña, A. M. (2004). Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa inventarios de Biodiversidad. Instituto de investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. 236 pp.
- Villena-Álvarez. (2007). Ecología de los lagos someros en la zona mediterránea. Importancia de los productores primarios. Tesis doctoral. Depòsit legal: I.S.B.N.:978-84- 370-6681-3 Edita: Universitat de València Servei de Publicacions C/ Artes Gráficas, 13 bajo 46010 València Spain.
- Warfe, D.M., Barmuta, L.A. & Wotherspoon S. (2008). Quantifying habitat structure: surface convolution and living space for species in complex environments. *Oikos*. 117 (12): 1764-73.
- Wallace, J.B. & Webster, J.R. (1996). The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review Ecology Systematic*, 41, 115-139.
- White, D.S. & Roughley, R. (2008). *Coleoptera*. Pp. 571-671. En R.W. Merritt, Cummins, K.W. & Berg, M.B. (Eds.). *An introduction to the Aquatic Insects of North America*. Kendall/Hunt Publishing Company. Iowa, USA.

Yurgaky, Y.T., Rentería, A. & Asprilla, S. (2002). Estructura de la comunidad zooplanctónica en la zona limnética y litoral, superficie y fondo de la ciénaga Plaza Seca, corregimiento de Sanceno, Quibdó - Chocó. Trabajo de grado. Programa de Biología con Énfasis en Recursos Naturales. Facultad de ciencias Básicas. Universidad Tecnológica del Choco - Colombia. 669p.

Zúñiga, M.C. (2009). Bioindicadores de calidad de agua y caudal ambiental. En J.R.K. Cantera, Carvajal, Y.E & Castro, L.M.H. (Eds). El caudal ambiental: conceptos, experiencias y desafíos. Pp. 167-197. Cali. Programa Editorial Universidad del Valle.

ANEXOS

Anexo 1. Valores de las variables fisicoquímicas durante el tiempo de muestreo

Variables fisicoquímicas e hidrológicas	MUESTREO 1				MUESTREO 2			
	P1	P2	P3	P4	P1	P2	P3	P4
Temperatura del agua (°C)	31,40	27,20	30,10	27,00	26,40	27,40	27,30	29,20
Oxígeno disuelto (mg/L)	5,64	5,85	5,42	6,64	1,63	2,17	2,26	2,08
Porcentaje de saturación (%)	116,80	123,90	116,10	126,00	26,40	27,80	28,80	27,40
Sólidos totales disueltos (mg/L)	5,00	9,00	4,00	7,00	4,00	13,00	9,00	4,00
Conductividad eléctrica (µS/cm)	8,39	8,66	7,89	8,24	4,49	7,23	3,49	3,91
Nitritos (mg/L)	2,21	3,10	3,00	2,00	0,06	0,04	0,04	0,04
Nitratos (mg/L)	0,00	0,01	0,01	0,01	0,10	0,01	1,10	1,20
Alcalinidad (mg/L, CaCO ₃)	15,00	13,00	6,00	12,00	10,00	11,00	18,00	9,00
pH (Unidades)	7,02	5,06	5,18	6,10	4,98	5,01	6,63	4,83
Profundidad (m)	3,00	1,33	1,24	2,60	2,26	2,85	2,80	2,80
Transparencia (m)	1,09	0,43	0,70	1,03	1,09	1,22	1,08	1,36

Anexo 2. Análisis de Varianza y Prueba t para las variables fisicoquímicas.

Modelo lineal general: Temperatura del agua vs. PUNTOS

Factor Tipo Niveles Valores
 PUNTOS fijo 4 P1; P2; P3; P4

Análisis de varianza para Temperatura del agua, utilizando SC ajustada para pruebas

Fuente	GL	SC sec.	SC ajust.	MC ajust.	F	P
PUNTOS	3	3,100	3,100	1,033	0,22	0,879
Error	4	18,860	18,860	4,715		
Total	7	21,960				

Comparación de Medias para Temperatura del agua

Intervalos de confianza del 95,0% para la media de muestreos=M1: 28,925 +/- 3,46038 [25,4646; 32,3854]

Intervalos de confianza del 95,0% para la media de muestreos=M2: 27,575 +/- 1,86644 [25,7086; 29,4414]

Intervalos de confianza del 95,0% intervalo de confianza para la diferencia de medias suponiendo varianzas iguales: 1,35 +/- 3,02296 [-1,67296; 4,37296]

Prueba t para comparar medias

Hipótesis nula: media1 = media2

Hipótesis Alt.: media1 <> media2

suponiendo varianzas iguales: t = 1,09275 valor-P = 0,316425

No se rechaza la hipótesis nula para alfa = 0,05.

Modelo lineal general: Oxígeno disuelto vs. PUNTOS

Factor Tipo Niveles Valores
PUNTOS fijo 4 P1; P2; P3; P4

Análisis de varianza para Oxígeno disuelto, utilizando SC ajustada para pruebas

Fuente	GL	SC sec.	SC ajust.	MC ajust.	F	P
PUNTOS	3	0,565	0,565	0,188	0,02	0,994

Análisis de varianza para Porcentaje de saturación, utilizando SC ajustada para pruebas

Fuente	GL	SC sec.	SC ajust.	MC ajust.	F	P
PUNTOS	3	38	38	13	0,00	1,000
Error	4	17375	17375	4344		
Total	7	17413				

S = 65,9077 R-cuad. = 0,22% R-cuad.(ajustado) = 0,00%

Comparación de Medias para Oxígeno disuelto

Intervalos de confianza del 95,0% para la media de muestreos=M1: 5,8875 +/- 0,845735 [5,04177; 6,73323]

Intervalos de confianza del 95,0% para la media de muestreos=M2: 2,035 +/- 0,445259 [1,58974; 2,48026]

Intervalos de confianza del 95,0% intervalo de confianza para la diferencia de medias suponiendo varianzas iguales: 3,8525 +/- 0,734882 [3,11762; 4,58738]

Prueba t para comparar medias

Hipótesis nula: media1 = media2

Hipótesis Alt.: media1 <> media2

suponiendo varianzas iguales: t = 12,8276 valor-P = 0,0000137908

Se rechaza la hipótesis nula para alfa = 0,05.

Comparación de Medias para Porcentaje de saturación

Intervalos de confianza del 95,0% para la media de muestreos=M1: 120,7 +/- 7,94019 [112,76; 128,64]

Intervalos de confianza del 95,0% para la media de muestreos=M2: 27,6 +/- 1,58058 [26,0194; 29,1806]

Intervalos de confianza del 95,0% intervalo de confianza para la diferencia de medias suponiendo varianzas iguales: 93,1 +/- 6,22483 [86,8752; 99,3248]

Prueba t para comparar medias

Hipótesis nula: media1 = media2

Hipótesis Alt.: media1 <> media2

suponiendo varianzas iguales: t = 36,5967 valor-P = 2,77689E-8

Se rechaza la hipótesis nula para alfa = 0,05.

Modelo lineal general: Sólidos totales disueltos vs. PUNTOS

Factor Tipo Niveles Valores
PUNTOS fijo 4 P1; P2; P3; P4

Análisis de varianza para Sólidos totales disueltos, utilizando SC ajustada para pruebas

Fuente	GL	SC sec.	SC ajust.	MC ajust.	F	P
PUNTOS	3	49,375	49,375	16,458	2,58	0,191
Error	4	25,500	25,500	6,375		
Total	7	74,875				

Comparación de Medias para Sólidos totales disueltos

Intervalos de confianza del 95,0% para la media de muestreos=M1: 6,25 +/- 3,52831 [2,72169; 9,77831]

Intervalos de confianza del 95,0% para la media de muestreos=M2: 7,5 +/- 6,93599 [0,564013; 14,436]

Intervalos de confianza del 95,0% intervalo de confianza para la diferencia de medias suponiendo varianzas iguales: -1,25 +/- 5,98329 [-7,23329; 4,73329]

Prueba t para comparar medias

Hipótesis nula: media1 = media2

Hipótesis Alt.: media1 <> media2

suponiendo varianzas iguales: t = -0,511199 valor-P = 0,627473

No se rechaza la hipótesis nula para alfa = 0,05.

Modelo lineal general: Conductividad eléctrica vs. PUNTOS

Factor	Tipo	Niveles	Valores
PUNTOS	fijo	4	P1; P2; P3; P4

Análisis de varianza para Conductividad eléctrica, utilizando SC ajustada para pruebas

Fuente	GL	SC sec.	SC ajust.	MC ajust.	F	P
PUNTOS	3	5,845	5,845	1,948	0,28	0,837
Error	4	27,682	27,682	6,920		

Comparación de Medias para Conductividad eléctrica

Intervalos de confianza del 95,0% para la media de muestreos=M1: 8,295 +/- 0,510929 [7,78407; 8,80593]

Intervalos de confianza del 95,0% para la media de muestreos=M2: 4,78 +/- 2,67963 [2,10037; 7,45963]

Intervalos de confianza del 95,0% intervalo de confianza para la diferencia de medias suponiendo varianzas iguales: 3,515 +/- 2,09743 [1,41757; 5,61243]

Prueba t para comparar medias

Hipótesis nula: media1 = media2

Hipótesis Alt.: media1 <> media2

suponiendo varianzas iguales: t = 4,1007 valor-P = 0,00635237

Se rechaza la hipótesis nula para alfa = 0,05.

Modelo lineal general: Nitritos vs. PUNTOS

Factor	Tipo	Niveles	Valores
PUNTOS	fijo	4	P1; P2; P3; P4

Análisis de varianza para Nitritos, utilizando SC ajustada para pruebas

Fuente	GL	SC sec.	SC ajust.	MC ajust.	F	P
PUNTOS	3	0,452	0,452	0,151	0,05	0,985
Error	4	13,293	13,293	3,323		
Total	7	13,745				

Comparación de Medias para Nitritos

Intervalos de confianza del 95,0% para la media de muestreos=M1: 2,5775 +/- 0,881216 [1,69628; 3,45872]

Intervalos de confianza del 95,0% para la media de muestreos=M2: 0,045 +/- 0,0159122 [0,0290878; 0,0609122]

Intervalos de confianza del 95,0% intervalo de confianza para la diferencia de medias suponiendo varianzas iguales: 2,5325 +/- 0,677659 [1,85484; 3,21016]

Prueba t para comparar medias

Hipótesis nula: media1 = media2

Hipótesis Alt.: media1 <> media2

suponiendo varianzas iguales: t = 9,14445 valor-P = 0,0000962258

Se rechaza la hipótesis nula para alfa = 0,05.

Modelo lineal general: Nitratos vs. PUNTOS

Factor Tipo Niveles Valores
PUNTOS fijo 4 P1; P2; P3; P4

Análisis de varianza para Nitratos, utilizando SC ajustada para pruebas

Fuente	GL	SC sec.	SC ajust.	MC ajust.	F	P
PUNTOS	3	0,6070	0,6070	0,2023	0,62	0,640
Error	4	1,3151	1,3151	0,3288		
Total	7	1,9221				

Comparación de Medias para Nitratos

Intervalos de confianza del 95,0% para la media de muestreos=M1: 0,0075 +/- 0,00795612 [-0,000456123; 0,0154561]

Intervalos de confianza del 95,0% para la media de muestreos=M2: 0,6025 +/- 1,00976 [-0,407259; 1,61226]

Intervalos de confianza del 95,0% intervalo de confianza para la diferencia de medias suponiendo varianzas iguales: -0,595 +/- 0,776407 [-1,37141; 0,181407]

Prueba t para comparar medias

Hipótesis nula: media1 = media2

Hipótesis Alt.: media1 <> media2

suponiendo varianzas iguales: t = -1,8752 valor-P = 0,109884

No se rechaza la hipótesis nula para alfa = 0,05.

Modelo lineal general: Alcalinidad vs. PUNTOS

Factor Tipo Niveles Valores
PUNTOS fijo 4 P1; P2; P3; P4

Análisis de varianza para Alcalinidad, utilizando SC ajustada para pruebas

Fuente	GL	SC sec.	SC ajust.	MC ajust.	F	P
PUNTOS	3	4,50	4,50	1,50	0,07	0,975
Error	4	91,00	91,00	22,75		
Total	7	95,50				

Comparación de Medias para Alcalinidad

Intervalos de confianza del 95,0% para la media de muestreos=M1: 11,5 +/- 6,16279 [5,33721; 17,6628]

Intervalos de confianza del 95,0% para la media de muestreos=M2: 12,0 +/- 6,49615 [5,50385; 18,4961]

Intervalos de confianza del 95,0% intervalo de confianza para la diferencia de medias suponiendo varianzas iguales: -0,5 +/- 6,88479 [-7,38479; 6,38479]

Prueba t para comparar medias

Hipótesis nula: $\text{media1} = \text{media2}$

Hipótesis Alt.: $\text{media1} <> \text{media2}$

suponiendo varianzas iguales: $t = -0,177705$ valor-P = **0,864803**

No se rechaza la hipótesis nula para $\alpha = 0,05$.

Modelo lineal general: pH vs. PUNTOS

Factor Tipo Niveles Valores

PUNTOS fijo 4 P1; P2; P3; P4

Análisis de varianza para pH, utilizando SC ajustada para pruebas

Fuente	GL	SC sec.	SC ajust.	MC ajust.	F	P
PUNTOS	3	1,1809	1,1809	0,3936	0,40	0,761
Error	4	3,9398	3,9398	0,9849		
Total	7	5,1207				

Comparación de Medias para pH

Intervalos de confianza del 95,0% para la media de muestreos=M1: 5,84 +/- 1,45374 [4,38626; 7,29374]

Intervalos de confianza del 95,0% para la media de muestreos=M2: 5,3625 +/- 1,35041 [4,01209; 6,71291]

Intervalos de confianza del 95,0% intervalo de confianza para la diferencia de medias suponiendo varianzas iguales: 0,4775 +/- 1,5256 [-1,0481; 2,0031]

Prueba t para comparar medias

Hipótesis nula: $\text{media1} = \text{media2}$

Hipótesis Alt.: $\text{media1} <> \text{media2}$

suponiendo varianzas iguales: $t = 0,765867$ valor-P = **0,472798**

No se rechaza la hipótesis nula para $\alpha = 0,05$.

Modelo lineal general: Profundidad vs. PUNTOS

Factor Tipo Niveles Valores

PUNTOS fijo 4 P1; P2; P3; P4

Análisis de varianza para Profundidad, utilizando SC ajustada para pruebas

Fuente	GL	SC sec.	SC ajust.	MC ajust.	F	P
PUNTOS	3	0,7540	0,7540	0,2513	0,38	0,775
Error	4	2,6658	2,6658	0,6664		
Total	7	3,4198				

Comparación de Medias para Profundidad

Intervalos de confianza del 95,0% para la media de muestreos=M1: 2,0425 +/- 1,41708 [0,625424; 3,45958]

Intervalos de confianza del 95,0% para la media de muestreos=M2: 2,6775 +/- 0,444476 [2,23302; 3,12198]

Intervalos de confianza del 95,0% intervalo de confianza para la diferencia de medias suponiendo varianzas iguales: -0,635 +/- 1,1419 [-1,7769; 0,506899]

Prueba t para comparar medias

Hipótesis nula: $\text{media1} = \text{media2}$

Hipótesis Alt.: $\text{media1} <> \text{media2}$

suponiendo varianzas iguales: $t = -1,36071$ valor-P = **0,222498**

No se rechaza la hipótesis nula para $\alpha = 0,05$.

Modelo lineal general: Transparencia vs. PUNTOS

Factor Tipo Niveles Valores
 PUNTOS fijo 4 P1; P2; P3; P4

Análisis de varianza para Transparencia, utilizando SC ajustada para pruebas

Fuente	GL	SC sec.	SC ajust.	MC ajust.	F	P
PUNTOS	3	1,1725	1,1725	0,3908	1,70	0,304
Error	4	0,9188	0,9188	0,2297		
Total	7	2,0914				

Comparación de Medias para Transparencia

Intervalos de confianza del 95,0% para la media de muestreos=M1: 1,0825 +/- 1,04249 [0,040005; 2,12499]

Intervalos de confianza del 95,0% para la media de muestreos=M2: 1,57 +/- 0,526469 [1,04353; 2,09647]

Intervalos de confianza del 95,0% intervalo de confianza para la diferencia de medias suponiendo varianzas iguales: -0,4875 +/- 0,897965 [-1,38547; 0,410465]

Prueba t para comparar medias

Hipótesis nula: media1 = media2

Hipótesis Alt.: media1 <> media2

suponiendo varianzas iguales: t = -1,32842 valor-P = 0,232331

No se rechaza la hipótesis nula para alfa = 0,05.

Anexo 3. Análisis de Componentes Principales

Análisis de Componentes Principales

Componente	Eigenvalor	Porcentaje de Varianza	Porcentaje Acumulado
Número			
1	6,56689	43,779	43,779
2	2,9449	19,633	63,412
3	2,35231	15,682	79,094
4	1,60511	10,701	89,795
5	0,826764	5,512	95,306
6	0,441595	2,944	98,250
7	0,262439	1,750	100,000
8	4,48814E-16	0,000	100,000
9	3,20324E-16	0,000	100,000
10	1,41398E-16	0,000	100,000

Tabla de Pesos de los Componentes

	Componente 1	Componente 2	Componente 3	Componente 4
Temperatura del agua	0,173254	0,0972606	0,256691	-0,607882
Oxígeno disuelto	0,323109	-0,0735639	0,283706	0,179212
Porcentaje de saturación	0,330951	-0,115959	0,283194	0,14609
Sólidos totales disueltos	0,040954	0,339705	-0,35121	0,425227
Conductividad eléctrica	0,371581	0,0211094	0,0341424	0,146418
Nitritos	0,340781	-0,191226	0,204158	0,0966373
Nitratos	-0,277734	0,0348378	0,0528819	-0,20751
Alcalinidad	-0,0943527	0,333044	0,311191	0,388027
pH	0,0262375	0,346956	0,499593	0,10649
Profundidad	-0,187975	0,433051	0,115768	-0,130934
Transparencia	-0,252567	0,260795	0,283796	-0,119074
Abundancia	0,151681	0,37462	-0,333405	0,00690889

Riqueza	0,281702	0,361811	-0,138159	-0,0939432
Diversidad	0,332968	0,213469	-0,114522	-0,224239
Dominancia	0,317949	0,119982	-0,143852	-0,264539