

DETERMINACIÓN DE LA CALIDAD DE AGUA DEL HUMEDAL GUALÍ
MEDIANTE EL USO DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS EN EL
MUNICIPIO DE FUNZA - CUNDINAMARCA

SANDRA MARCELA BUSTOS ESPINOSA
ALLISON HUERTAS BUITRAGO

UNIVERSIDAD DE CUNDINAMARCA
FACULTAD DE CIENCIAS AGROPECUARIAS
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL
FACATATIVÁ, COLOMBIA
2019.

DETERMINACIÓN DE LA CALIDAD DE AGUA DEL HUMEDAL GUALI
MEDIANTE EL USO DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS EN EL
MUNICIPIO DE FUNZA - CUNDINAMARCA

SANDRA MARCELA BUSTOS ESPINOSA

ALLISON HUERTAS BUITRAGO

Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de:

Ingeniera Ambiental

Director (a):

Paula Andrea Casas

UNIVERSIDAD DE CUNDINAMARCA
FACULTAD DE CIENCIAS AGROPECUARIAS
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL
FACATATIVÁ, COLOMBIA

2019

Nota de aceptación

Firma del presidente del jurado

Firma del jurado

Firma del jurado

Facatativá, 20 de septiembre del 2019.

CONTENIDO

| | Pág. |
|---|------|
| INTRODUCCIÓN | 13 |
| PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA | 15 |
| JUSTIFICACIÓN | 17 |
| OBJETIVOS | 19 |
| OBJETIVO GENERAL | 19 |
| OBJETIVOS ESPECÍFICOS | 19 |
| MARCO DE REFERENCIA | 20 |
| MARCO DE ANTECEDENTES | 20 |
| MARCO TEÓRICO | 22 |
| MARCO CONCEPTUAL | 23 |
| MATERIALES Y MÉTODOS | 28 |
| 1. UBICACIÓN | 28 |
| 2. AFECTACIONES ANTRÓPICAS | 29 |
| 3. LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO | 29 |
| 4. DETERMINACIÓN DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS | 32 |
| 4.1. FASE DE CAMPO | 32 |
| 4.2. FASE DE LABORATORIO | 35 |
| 5. DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS | 36 |
| 5.1. FASE DE CAMPO | 36 |
| 5.2. FASE DE LABORATORIO | 37 |
| RESULTADOS Y DISCUSIÓN | 39 |
| 6. BIODIVERSIDAD DE MACROINVERTEBRADOS | 39 |
| 6.1. IDENTIFICACIÓN DE LOS MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS | 39 |
| 6.2. TAXONES DE LOS MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS HALLADOS | 44 |
| 6.3. ÍNDICES DE DIVERSIDAD, RIQUEZA Y DOMINANCIA | 46 |

| | |
|---|----|
| 6.3.1. Índice de diversidad de Shannon – Wiener | 49 |
| 6.3.2. Índice de riqueza de Margalef | 50 |
| 6.3.3. Índice de dominancia de Simpson | 51 |
| 6.4. PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS – DATOS HISTÓRICOS (2009 – 2019). | 52 |
| 6.4.1 Temperatura | 52 |
| 6.4.2 Oxígeno disuelto | 53 |
| 6.4.3 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) – Demanda Química de Oxígeno (DQO) | 56 |
| 6.4.4 Coliformes Totales – Escherichia Coli | 59 |
| 6.4.5. Nutrientes | 61 |
| 6.4.5.1. Nitrógeno | 61 |
| 6.4.5.2. Fosforo Total | 64 |
| 6.4.6. Conductividad eléctrica y solidos suspendidos totales | 66 |
| 6.4.7. Cloruros | 68 |
| 6.4.8. pH | 69 |
| 6.4.9. sulfatos | 71 |
| 7. ÍNDICE BIÓTICO BMWP/Col (The Biological Monitoring Working Party para Colombia) | 72 |
| 8. APLICACIÓN DEL ÍNDICE BMWP/Cu (adaptado para Cundinamarca). | 80 |
| CONCLUSIONES | 84 |
| REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 86 |
| ANEXOS | 93 |
| Anexo 1. Estación 1 | 93 |
| Anexo 2. Estación 2 | 94 |
| Anexo 3. Estación 3 | 95 |

LISTA DE TABLAS

| | Pág. |
|--|------|
| Tabla 1. Ubicación estaciones de muestreo humedal Gualí | 31 |
| Tabla 2. Método analítico y unidades utilizadas para determinar los parámetros fisicoquímicos | 38 |
| Tabla 3. Identificación taxonómica de Macroinvertebrados Acuáticos | 40 |
| Tabla 4. Lista taxonómica de los macroinvertebrados colectados y número de individuos | 44 |
| Tabla 5. Estación (1) Índices Biodiversidad Shannon Weiner, Simpson y Margalef | 46 |
| Tabla 6. Estación (2) Índices Biodiversidad Shannon Weiner, Simpson y Margalef | 47 |
| Tabla 7. Estación (3) Índices Biodiversidad Shannon Weiner, Simpson y Margalef | 48 |
| Tabla 8. Puntajes asignados a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del BMWP/Col | 73 |
| Tabla 9. Clase, Calidad, Valor, significado y colores del Índice BMWP/Col Y BMWP/Cu | 74 |
| Tabla 10. Familias de macroinvertebrados acuáticos durante el estudio en el humedal Gualí en época de Lluvias | 74 |
| Tabla 11. Familias de macroinvertebrados acuáticos durante el estudio en el humedal Gualí en época de Sequía | 75 |
| Tabla 12. Resultados BMWP/Col y BMWP/Cu para el humedal Gualí en época de Lluvias | 76 |
| Tabla 13. Resultados BMWP/Col y BMWP/Cu para el humedal Gualí en época de Sequía | 77 |

| | |
|--|----|
| Tabla 14. Resultados promedio del índice BMWP/Col y BMWP/Cu para el humedal Gualí | 77 |
| Tabla 15. Puntajes asignados a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del BMWP/Cu | 80 |

LISTA DE GRÁFICAS

| | Pág. |
|--|------|
| Gráfica 1. Representación de las familias de macroinvertebrados acuáticos colectados durante el estudio en el humedal Gualí, 2018 - 2019 | 45 |
| Gráfica 2. Resultados del índice de diversidad de Shannon-Wiener | 49 |
| Gráfica 3. Resultados del índice de riqueza de Margalef | 50 |
| Gráfica 4. Resultados del índice de diversidad basado en la dominancia de Simpson | 51 |
| Gráfica 5. Datos Históricos de Temperatura | 53 |
| Gráfica 6. Datos Históricos de Oxígeno Disuelto | 54 |
| Gráfica 7. Datos Históricos de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) | 56 |
| Gráfica 8. Datos Históricos de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) | 57 |
| Gráfica 9. Datos Históricos de Coliformes Totales | 59 |
| Gráfica 10. Datos Históricos de Escherichia Coli | 60 |
| Gráfica 11. Datos Históricos de N – Nitratos | 62 |
| Gráfica 12. Datos Históricos de N – Nitritos | 62 |
| Gráfica 13. Datos Históricos de N – Amoniacal | 63 |
| Gráfica 14. Datos Históricos de Fosforo Total | 65 |
| Gráfica 15. Datos Históricos de Conductividad Eléctrica | 66 |
| Gráfica 16. Datos Históricos de Solidos Suspendidos Totales (SST) | 67 |
| Gráfica 17. Datos Históricos de Cloruros | 68 |
| Gráfica 18. Datos Históricos de pH | 70 |
| Gráfica 19. Datos Históricos de Sulfatos | 71 |

LISTA DE IMÁGENES

| | Pág. |
|---|------|
| Imagen 1. Georreferenciación, estaciones de muestreo | 30 |
| Imagen 2. Malla tipo D – Net | 33 |
| Imagen 3. Revisión de macrofitas | 33 |
| Imagen 4. Recipientes con alcohol al 96% | 34 |
| Imagen 5. Recipientes etiquetados | 34 |
| Imagen 6. Curaduría de las muestras colectadas | 35 |
| Imagen 7. Revisión de las muestras con estereoscopio óptico | 35 |
| Imagen 8. Toma de muestras Fisicoquímicas | 36 |
| Imagen 9. Muestra de agua | 37 |
| Imagen 10. Mapa de la calidad del agua en las tres estaciones de estudio del humedal Gualí, Funza – Cundinamarca. | 82 |

LISTA DE ANEXOS

| | Pág. |
|---------------------|------|
| Anexo 1. Estación 1 | 93 |
| Anexo 2. Estación 2 | 94 |
| Anexo 3. Estación 3 | 95 |

AGRADECIMIENTOS

De antemano queremos expresar nuestro agradecimiento a la Corporación Autónoma Regional – CAR sabana occidente, por su apoyo vital en el proceso de investigación, de igual forma al Ingeniero Francisco Ovalle y al Ingeniero Johan Mercado por sus sugerencias y orientación durante el desarrollo del proyecto. Agradecemos a nuestra directora Paula Casas por su dedicación, orientación y apoyo en el proceso investigativo. De igual forma a las personas que indirectamente colaboraron en este proceso, a los funcionarios de la alcaldía de Funza y encargados del mantenimiento del humedal Gualí por su acompañamiento y colaboración durante las visitas de campo; a nuestros amigos y especialmente a Katherine Ávila por su apoyo incondicional; finalmente a nuestra familia, padres y hermanos que fueron fundamentales en la trayectoria de este proyecto.

RESUMEN

Debido a la importancia ecosistémica que representan los humedales y su consecuente pérdida por factores antrópicos, se genera la necesidad de abordar estrategias que permitan determinar la calidad de agua de los humedales, siendo el objetivo principal de la presente investigación a través del uso de macroinvertebrados acuáticos que permita determinar la calidad del agua en el humedal Gualí, Funza Cundinamarca aplicando el índice BMWP para Colombia y Cundinamarca. Dicha investigación se desarrolló en tres estaciones de estudio durante el año 2018 y 2019 en temporada de lluvia y sequía, a su vez se realizó la medición de parámetros fisicoquímicos en el mes de enero de 2019 con apoyo de la Dirección de Laboratorio e Innovación Ambiental de la CAR y con el soporte de datos históricos de parámetros fisicoquímicos de las estaciones de monitoreo aportados por la Corporación Autónoma Regional CAR – Sabana Occidente, que permitieron establecer una relación entre las poblaciones de macroinvertebrados acuáticos con la calidad del agua, en cuanto a la identificación de los macroinvertebrados se realizó a través de claves taxonómicas y se tuvo en cuenta la riqueza, diversidad y dominancia de las familias de macroinvertebrados, como dato fundamental para entender el comportamiento de las poblaciones, donde se logró identificar una correlación importante entre las poblaciones de las familias y las condiciones de calidad del agua en el humedal Gualí. Finalmente se espera que la determinación de la calidad del agua con el uso de macroinvertebrados acuáticos pueda ser replicada por la comunidad con un bajo coste de implementación.

PALABRAS CLAVE:

Macroinvertebrados acuáticos, humedal Gualí, Calidad del agua, Indicadores Biológicos, Humedales, parámetros fisicoquímicos.

INTRODUCCIÓN

Según el Grupo de Examen Científico y Técnico de la Conservación Ramsar (informe de la COP12) el 64% de humedales en el mundo han desaparecido desde 1900. En algunas regiones, sobre todo en Asia, la pérdida de los humedales es incluso mayor. Esta rápida disminución significa que el acceso al agua dulce está mermando para 2 mil millones de personas en todo el mundo. Según el índice Planeta Vivo de WWF, las poblaciones de especies de agua dulce han disminuido en un 76% entre 1970 y 2010 (MINAMBIENTE, 2016). Y aún, pese a que se han reconocido los múltiples beneficios de los humedales para la sociedad, estos siguen desapareciendo a un ritmo acelerado (LASSO, et al., 2014). Varias de las especies acuáticas asociadas a los humedales se encuentran en la actualidad amenazadas a nivel global por la sobreexplotación, contaminación del agua, modificación de los pulsos de inundación, destrucción o degradación de los hábitats y la invasión de especies de origen exótico (SPRINGATE-BAGINSKI, et al., 2009).

Colombia es uno de los cuatro países con mayor disponibilidad de recursos hídricos del planeta, sobre su superficie corren innumerables sistemas de agua dulce, que nutren cada rincón de la geografía del país (CASTELLANOS, 2006). Factores como régimen climático, complejidad orogénica y ubicación biogeográfica se han combinado de forma excepcional para permitir que el recurso hídrico sea abundante y modele el paisaje tropical formando ríos, estuarios, pantanos, ciénagas humedales y lagunas, (CASTELLANOS, 2006). Los ecosistemas de humedal son considerados refugios ecológicos transitorios o permanente de aves migratorias; son zonas de reproducción, alimentación y crecimiento de poblaciones de peces y demás fauna acuática, además generan una fuente importante de recursos y servicios ecosistémicos (ROLDAN, 1992).

Con el paso del tiempo, en Colombia las actividades de producción y desarrollo de infraestructura han requerido la alteración, muchas veces irreversible, de la estructura y dinámica de los humedales en todo el país. Esta orientación, sin duda, ha llevado a la disminución de la capacidad de regulación hídrica y la pérdida de otros servicios ecosistémicos prestados por los humedales (CAR, ENINCO S.A, ALCALDÍA DE FUNZA, 2017).

Debido a las consecuentes amenazas que presentan los humedales de la sabana de Bogotá, en este caso el humedal Gualí, se han venido postulando distintas investigaciones como las propuestas por Van der Hammen y colaboradores en el año 2008 para la rehabilitación ecológica de los humedales en centros urbanos, la del instituto Alexander Von Humboldt en el año 1999 donde se formularon las bases técnicas para la conservación y uso sostenible de humedales interiores de

Colombia, el plan de rehabilitación del Humedal Gualí, Tres Esquinas y Lagunas de Funzhé formulado en el 2016 por la CAR y EPAM S.A. ESP para dar solución a las problemáticas que enfrenta en la actualidad los ecosistemas acuáticos de la sabana de Bogotá entre otros.

Determinar la calidad del agua para estos sistemas lenticos, sigue siendo costosos y basados en el análisis de los parámetros fisicoquímicos que solo arrojan datos puntuales en momentos específicos sobre el estado de un cuerpo de agua (ROLDÁN, 1998). Por ende, se contempla indispensable desarrollar herramientas que permitan evaluar y monitorear el impacto antrópico que sufren los humedales en términos de calidad del agua. Siendo la bioindicación por medio de macroinvertebrados acuáticos un método alternativo que brinda un diagnóstico en el tiempo de la calidad del agua, y determina no solo el estado actual del cuerpo hídrico, sino los cambios graduales que ha sufrido el ecosistema. Lo que permite encontrar relaciones entre ciertas familias de macroinvertebrados acuáticos y el grado de calidad del agua, debido a que las comunidades de macroinvertebrados presentan diferentes respuestas a la contaminación (METCALF, 1989). Además, pueden indicar la presencia de ciertas sustancias, efectos de contaminación u otras alteraciones del cuerpo de agua en el que están presentes (ACEVEDO et al., 2006). Existen varios índices que nos permiten determinar la calidad del agua del humedal Gualí, en este caso se tomó el índice BMWP adaptado para Colombia por su grado de viabilidad, ya que permite realizar un biomonitoreo de fácil aplicación con un bajo coste de implementación (SOLEDISPA, 1997).

Es importante enfatizar, que la calidad de vida de las poblaciones aledañas al sector, así como su capacidad de respuesta frente a la necesidad de conservar los humedales y de garantizar los beneficios asociados con ellos, se ven afectadas por el profundo desconocimiento de las ventajas y potencialidades propias de un ecosistema sano. De esta forma, al promover instrumentos de gestión y gobernanza que relacionen los servicios ecosistémicos con el desarrollo y el bienestar de las comunidades resalta la importancia de la aplicación de metodologías alternas para determinar la calidad del agua con el uso de macroinvertebrados acuáticos para la recuperación de los humedales, que no solo radica en su patrimonio cultural y biológico, sino que además genera un aporte de desarrollo económico. (GÓMEZ et al., 2016)

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La alta antropización y el crecimiento poblacional, sumado a la poca gestión y el desinterés por parte de los sectores públicos han permitido la degradación y en algunos casos la desaparición de numerosos humedales. Los humedales de la sabana de Bogotá no han sido la excepción, día a día se fueron consolidando asentamientos urbanos y el hombre fue transformando el entorno hasta producir grandes cambios en el paisaje y en la salud de los humedales; de las cincuenta mil hectáreas cubiertas por los humedales en 1940, para el año 2000 solo quedaban mil quinientas hectáreas (MORENO *et al.*, 2013 citado por (CAR, ENINCO S.A, ALCALDÍA DE FUNZA, 2017)).

El humedal Gualí, pertenece al complejo de humedales de la sabana de Bogotá, y se considera la principal fuente de agua de los municipios de Mosquera y Funza además del río Bogotá. En la actualidad el humedal, presenta una fuerte eutrofización, deterioro sustancial del paisaje y pérdida de fauna y flora consecuencia de la transformación de los suelos, para usos agrícolas, ganaderos y de expansión urbana. Además, se encuentra recibiendo gran parte de los vertimientos de barrios de las cabeceras municipales, agroquímicos de los cultivos de flores y vertimientos industriales (CAR, ENINCO S.A, ALCALDÍA DE FUNZA, 2017).

Según la CAR, “el humedal Gualí originalmente se hallaba rodeado en sus riberas por una comunidad arbórea y arbustiva con diversidad de especies, pero esta vegetación fue eliminada para dar paso al establecimiento de cultivos y pastizales para ganadería; y en la actualidad la cobertura existente sobre las márgenes de su entorno inmediato está conformada o bien por praderas de "pasto kikuyo" (*Pennisetum clandestinum*) o por cultivos de hortalizas y frutales, como uchuvas y fresas” 2014. Lo que ocasionó cambios fundamentales en sus características físicas, químicas, biológicas como la modificación completa de regímenes hidráulicos, control de inundaciones, cambios severos en la calidad de las aguas y procesos de eutrofización (CAR, ENINCO S.A, ALCALDÍA DE FUNZA, 2017).

El efecto de la intervención y aprovechamiento del humedal ha sido el punto de partida para la pérdida del equilibrio ecológico, así como la pérdida de la estructura y función del ecosistema, viéndose ampliamente afectado por el crecimiento industrial y la descarga de aguas residuales. Donde la contaminación representa el factor más influyente en el deterioro que ha venido presentando el humedal, exponiendo serias amenazas para la conservación del ecosistema, debido especialmente al alto grado de contaminación del sistema hídrico, fruto de las descargas residuales de los municipios de Funza y Mosquera de las cuales según

Espejo Mayorga “se encontraron 26 puntos de vertimiento de aguas residuales donde el 69% pertenecen a aguas lluvias (incluyendo elementos de arrastre, partículas simples provenientes de las estaciones de servicio y de aguas de suelos asfaltados, además de algunas infiltraciones y arrastre de diluciones de fertilizantes y químicos de las floras y cultivos), el 23% es proveniente aguas residuales domésticas y el 3.8% pertenece a vertimientos de agua residual industrial” 2017. Lo que ha generado como producto desecación y eutrofización del humedal, sin olvidar que además esta lamentable situación genera un problema de salud pública, ya que la presencia de aguas contaminadas ocasiona la aparición de enfermedades, así como la proliferación de mosquitos y vectores.

¿El uso de macroinvertebrados acuáticos es una alternativa viable para determinar la calidad del agua del humedal Gualí?

JUSTIFICACIÓN

La pérdida de humedales sigue en aumento, sin considerar la importancia de los servicios que brindan, servicios tanto hidrológicos como ecológicos invaluable, dado que constituye uno de los ecosistemas más productivos. Además, los humedales inciden en el buen desarrollo de la agricultura, la producción de madera, el almacenamiento de agua y la regulación de inundaciones, al tiempo que purifican las aguas y son esenciales para la supervivencia de especies de fauna y flora, algunas en peligro de extinción. (PONCE DE LEÓN, 2004).

Por su parte, los humedales pertenecientes a la Sabana de Bogotá, que hacen parte del altiplano Cundiboyacense, se encuentran en un lugar estratégico en el continente para el paso de aves migratorias, por ende el humedal Gualí desempeña una función de gran importancia, ya que es fuente de refugio y alimento para éstas aves, donde se encuentran un total de treinta y tres especies de aves, seis migratorias, tres endémicas y diecisiete acuáticas según la CAR; por otra parte el humedal Gualí cumple un factor importante a nivel hidrológico, ya que gracias a su ubicación constituye una importante zona de amortiguación de aguas lluvias de las zonas altas así como de crecientes y almacenamiento de agua (CAR, 2014).

Por eso la importancia de crear y ajustar estrategias, para la determinación de la calidad del agua aplicando el índice BMWP que además pueda ser utilizado por las comunidades aledañas al humedal. Éstas permitirán monitorear y evaluar el estado actual del ecosistema del humedal Gualí, a partir de métodos de seguimiento de la calidad del agua que se enfocan en el uso de macroinvertebrados acuáticos que permiten indicar el estado y calidad del agua, estos presentan ventajas a la hora de analizar ya que pueden ser identificados con facilidad, son abundantes, poseen alta distribución, suelen ser sedentarios y por ende reflejan las condiciones en las que se encuentra su hábitat, además de responder rápidamente a los tensores ambientales. (ROLDÁN, 2003).

Esta investigación permite evaluar la calidad del agua con mayor eficacia en los puntos de alteración, con un bajo coste y permiten además realizar análisis retrospectivos de las condiciones existentes tiempo atrás a diferencia de los métodos analíticos convencionales basados en el análisis exclusivo de factores fisicoquímicos los cuales se basan en datos registrados en el momento de la toma de la muestra y no permiten un análisis de los contaminantes en el tiempo.

Actualmente se desarrollan monitoreos de la calidad del agua en el humedal Gualí, basados en parámetros fisicoquímicos los cuales representan un gasto económico

elevado, a diferencia de la bioindicación con macroinvertebrados acuáticos, que podría ser implementada como una alternativa confiable, factible y económica para determinar las condiciones de calidad del agua para el humedal Gualí y demás humedales de la sabana de Bogotá.

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Determinar la calidad del agua a partir de macroinvertebrados acuáticos en el humedal Gualí, Funza Cundinamarca.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Determinar las familias de macroinvertebrados acuáticos que se comporten como un indicador flexible selecto por el grado de sensibilidad o tolerancia a la contaminación presente en el humedal Gualí.
- ✓ Caracterizar las condiciones físicas y químicas del agua del área de estudio.
- ✓ Establecer una relación entre la distribución espacial y temporal de la comunidad de macroinvertebrados, con respecto a la calidad de agua aplicando el índice BMWP para Colombia y Cundinamarca.

MARCO DE REFERENCIA

MARCO DE ANTECEDENTES

La pérdida de los recursos hídricos a través del tiempo ha presentado una fuerte preocupación en las últimas décadas, donde Kolkwitz en 1908 & Marsson en 1909, fueron los primeros en crear esfuerzos por determinar los daños ecosistémicos por parte de los residuos domésticos e industriales que eran descargados en las fuentes de agua. Más adelante, alrededor de los años 50 países europeos como Alemania, incentivaron y crearon metodologías que permitieran evaluar la calidad del agua con el uso de métodos biológicos, (PATRICK, 1949). En la década de los 80's se generalizó más apropiadamente el uso de índices biológicos (ROLDAN, 2003). Donde Metcalf en el año 1989 fue el primero en distinguir tres enfoques principales para evaluar el cómo responden las comunidades a los efectos de la contaminación, distinguiendo tres ejes principales, 1) El saprobico el cual consiste en: la capacidad que tenían ciertos organismos de vivir en determinados niveles de contaminación (KOLKWITZ & MARSSON, 1909), 2) El de diversidad que incluye tres componentes principales de las comunidades naturales: riqueza, uniformidad o equidad y un indicativo de abundancia, 3) El enfoque biótico que determina los aspectos esenciales de saprobiedad combinando una medida cuantitativa de diversidad de especies con la información cualitativa sobre la sensibilidad ecológica de taxones de individuos en una expresión numérica simple, el cual fue formulado por Beck en el año 1955 en Estados Unidos teniendo en cuenta la relación de especies intolerantes y tolerantes a la contaminación (ROLDAN, 2003).

Para el año 1991 Karr introduce el concepto de "Índice de Integridad Biológica" y en 1995, se hablaron de un total de 63 formas de medición para la evaluación del estado de los ecosistemas acuáticos, de los cuales ocho de las investigaciones propuestas se basan en la toma de medidas de riqueza, fundamentado en el análisis de los números de taxones hallados, quince corresponden a la determinación de taxones basados en cálculos de porcentajes, otras quince hablan sobre los índices de diversidad y similitud de las comunidades como las que se establece en el índice de Shannon & Weaver, el índice de Simpson y el índice de Margalef. Otras doce hablan más propiamente de los índices bióticos de saprobiedad y el BMWP, y las restantes investigaciones se basaron en mediciones funcionales teniendo en cuenta el papel del organismo en la comunidad a partir del uso de índices como el puntaje promedio biométrico, el índice de la comunidad de macroinvertebrados, y el puntaje de la condición biológica (ROLDAN, 2003). Más adelante Alba- Tercedor para el año 1996 adoptó el método de macroinvertebrados acuáticos para la evaluación de la calidad del agua en España, utilizando el índice BMWP (Biological Monitoring Working Party), el cual permite calificar la perturbación de una corriente en relación con las características de las especies de macroinvertebrados y su riqueza

(TOWNSEND, 1997). Teniendo en cuenta el conocimiento adquirido sobre la fauna acuática se realizó una evaluación a diferentes niveles de precisión de acuerdo a cada una de las condiciones y características de cada país, por ejemplo, Alemania adoptó el método saprobio y otros países como Bélgica, Francia, Gran Bretaña, Italia, Portugal, Dinamarca, Holanda e Irlanda, han adoptado sistemas de evaluación basados en el nivel de órdenes, familias y en algunos casos de géneros con la llamada “Evaluación rápida del ecosistema” (ROLDAN, 2003).

En el continente americano se habla de bioindicación con macroinvertebrados acuáticos alrededor del siglo XX, Patrick en el año 1950, propone métodos biológicos para evaluar las condiciones ecológicas de las corrientes en Norte América, seguido por Gaufin & Tarzwell en 1952, plantean el uso de macroinvertebrados como indicadores de contaminación, y Hynes lo postula como indicadores de la calidad del agua en el año 1959 (GONZALES & ROLDÁN, 2019). Por otro lado, en Latinoamérica los primeros estudios de bioindicación fueron desarrollados por Roldan Pérez en el año 1988 en Antioquia Colombia, los cuales fueron desarrollados teniendo en cuenta investigaciones europeas y de Norte América, la primera publicación se denominó “Guía para el Estudio de los Macroinvertebrados Acuáticos del Departamento de Antioquia” el cual sentó las bases para posteriores estudios en América latina. Para el año 1998, Jacobsen habló sobre la contaminación orgánica y los efectos que generaba sobre los macroinvertebrados en las planicies ecuatorianas (JACOBSEN, 1998). En el 2004, se publica en Perú un estudio de macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua en los ríos Cajamarca y Amazonas (PAREDES, et al., 2004). En el mismo año Rocha, publica una guía para la determinación de macroinvertebrados como indicadores de calidad del agua en Argentina (ROCHA, 2004). Más adelante en el 2006 García y Jiménez realizan un comparativo de las actividades antrópicas y su afectación en las poblaciones de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca del río Tascalapa en Honduras. (GARCÍA & JIMÉNEZ, 2006). En el año 2012, Espinoza y colaboradores realizan la caracterización de los servicios ecosistémicos de humedales, tomando en cuenta los macroinvertebrados acuáticos en Paraguay (ESPINOZA, et al., 2012). En puerto Rico se aplica el índice BMWP adaptado para Cuba en el año 2013. (GUTIÉRREZ, et al., 2013). Y en el año 2014 se realizan diferentes publicaciones sobre el uso de macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos en países como Venezuela, Bolivia, Uruguay, México, Colombia, Cuba y Puerto Rico (GONZALES & ROLDÁN, 2019).

En Colombia los primeros estudios sobre macroinvertebrados acuáticos se iniciaron en la década de los setenta (ROLDAN, et al., 1973). En su mayoría las identificaciones fueron realizadas por especialistas europeos y norteamericanos, los cuales adaptaron claves taxonómicas para el territorio colombiano (ROLDAN, 2016). Como producto de este trabajo se publicó “Guía para el Estudio de los Macroinvertebrados Acuáticos del Departamento de Antioquia”, trabajo que sirvió

de referencia para el inicio del conocimiento de las comunidades de estos organismos en diferentes regiones del país (ROLDÁN, 1988). El índice BMWP en Colombia, se ha utilizado para realizar algunos trabajos como la adaptación de este método en algunas cuencas del Valle del Cauca. (ZÚÑIGA DE CARDOZO et al., 1997). También se realizó un estudio en el Tolima del río Combeima utilizando el índice. Reinoso en el año 1998 realizó una adaptación del índice para la evaluación de la calidad de las aguas epicontinentales en Colombia (ZAMORA, 1999). Y el sistema para la cuenca de Piedras Blancas en el Departamento de Antioquia fue adaptado por (ROLDÁN, 2001). Finalmente, Roldán (2003) propone la aplicación del índice BMWP para Colombia bajo el nombre de BMWP/Col. (ÁLVAREZ, L. 2005). Partiendo del conocimiento actual que se tiene en Colombia sobre los diferentes grupos de macroinvertebrados hasta el nivel de familia, se utiliza el índice BMWP/Col, como una primera aproximación para evaluar los ecosistemas acuáticos de montaña y su valoración de acuerdo con su grado de adaptación a las diferentes calidades de agua. Cada región, tanto en Colombia como en Latinoamérica, han hecho sus propias valoraciones de puntajes de acuerdo con sus experiencias (GONZALES & ROLDÁN, 2019).

MARCO TEÓRICO

El monitoreo de humedales se identifica como un proceso que observa y estudia la información específica de hipótesis derivadas de actividades de evaluación, y aplicación de resultados de monitoreo (Ramsar, 1971). Por otra parte, el ecosistema acuático es el resultado de la interacción de los organismos que allí viven con la calidad fisicoquímica del agua, la atmósfera y el medio terrestre que lo rodea (ROLDÁN, 2012), si estos factores pierden su equilibrio natural, se puede ver perjudicada la calidad del agua en el humedal. Es por esto que se requiere del monitoreo de los parámetros fisicoquímicos que indican contaminación de tipo doméstico, agropecuario e industrial, de manera periódica; por medio del uso de los macroinvertebrados como bioindicadores de calidad del agua.

La conservación y preservación del humedal Gualí, requiere conocer las diferentes intervenciones antrópicas que afectan el recurso, de tal forma es necesario la implementación de métodos rápidos y eficaces que permitan el diagnóstico del estado del recurso hídrico (GÓMEZ et al., 2007). Este tipo de análisis es elaborado a partir de bioindicadores acuáticos, que son organismos selectos y sensibles al estrés ambiental que permiten evaluar los efectos de los contaminantes y las modificaciones ambientales que ha presentado el cuerpo de agua (MCCARTHY & SHUGART, 1990).

Se considera que un organismo es un buen indicador de calidad del agua cuando este se encuentra invariablemente en un ecosistema de características definidas y cuando su población es porcentualmente superior, o ligeramente similar al resto de los organismos con los que comparte el mismo hábitat. Así, por ejemplo, en aguas frías, transparentes, oligotróficas y bien oxigenadas se espera encontrar poblaciones dominantes de efemerópteros, tricópteros, plecópteros, odonatos, entre otros. Por el contrario, en ríos y quebradas que son contaminadas con materia orgánica, de aguas turbias, con poco oxígeno y eutrofizadas, se espera encontrar poblaciones dominantes de oligoquetos, quironómidos y ciertos moluscos, aunque ocasionalmente pueden hallarse algunos pocos individuos que se consideran indicadores de aguas limpias. En situaciones intermedias, es común encontrar poblaciones dominantes de turbelarios y oligoquetos, mezclados en menor proporción con ciertos efemerópteros y tricópteros (ROLDÁN, 2012).

Los macroinvertebrados que habitan dentro de los humedales, presentan ciertas adaptaciones evolutivas que le permiten encontrarse a determinadas condiciones ambientales y un nivel de tolerancia a las afecciones y alteraciones del ecosistema. Algunos de estos organismos son sensibles bajo determinadas condiciones de alteración y no soportan el nuevo estrés ambiental, mientras que otros suelen ser tolerantes y no se ven afectados, de modo que la alteración de la composición de estos organismos es interpretada como signos evidentes de algún tipo de contaminante. (INSTITUTO TECNOLÓGICO GEOMINERO DE ESPAÑA, 1996). El método BMWP se basa entonces, en la presencia y ausencia de macroinvertebrados en una determinada área, lo que para muchos autores presenta una crítica al método debido a que los macroinvertebrados presentan un ciclo anual lo que puede representar una sustitución temporal de las especies, sin embargo, el método BMWP ha demostrado ser independiente a la estacionalidad según (ZAMORA- MUÑOZ, 1995).

MARCO CONCEPTUAL

1. HUMEDALES:

Los humedales según el Convenio Ramsar protección de humedales, en su artículo número 1 del protocolo “define una zona húmeda o humedal como cualquier extensión de marisma, pantano o turbera, o superficie cubierta de aguas, sean estas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de aguas marinas cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros” (RAMSAR, 1971).

Entre los ecosistemas del planeta, los humedales se destacan por su gran productividad y biodiversidad, semejante con las selvas tropicales. Son terrenos saturados con agua que combinan las características de ecosistemas terrestres y acuáticos, y mantienen una actividad biológica que se adapta muy bien a ambientes húmedos; es común la presencia de animales y plantas estrechamente relacionados con el medio acuático. El agua, el suelo o sustrato, y las comunidades biológicas son elementos fundamentales de los humedales. Estos ecosistemas son importantes por su alta diversidad, control de inundaciones, regulación del clima, por contar con un gran valor económico y social, ya que a su alrededor se desarrollan culturas, actividades de esparcimiento y comunicación de tradiciones (CAR, 2011).

De este modo, los humedales se clasifican en humedales marinos y costeros, humedales continentales y humedales artificiales. En Colombia, la extensión de humedales es de 2.589.839 hectáreas, representadas en áreas de cobertura de cuerpos de agua naturales continentales, hidrófitas continentales, lagunas costeras y manglares (MINAMBIENTE, 2015).

2. BIOINDICACIÓN:

Se define como bioindicador una especie que tiene requerimientos específicos con uno o varias variables físicas o químicas, de tal manera que los cambios en su ecosistema definen su presencia/ausencia, número, morfología o conducta de esa especie en particular. (ALVAREZ & PEREZ, 2007). Los macroinvertebrados acuáticos, han sido ampliamente utilizados para la bioindicación de la calidad del agua debido a sus múltiples ventajas para determinar los cambios físicos y químicos que ocurren de manera natural o introducida por el hombre en un cuerpo hídrico. (ALBA-TERCEDOR, 1996). Ya que se trata de un método simple de evaluación *in situ*, que no requiere de equipos especializados, sino un moderado grado de preparación y conocimiento en morfología y taxonomía de especies de macroinvertebrados. (GIRALDO, 2004).

3. BIOMONITOREO:

Es un programa de evaluación periódica del ambiente, donde se utilizan variables biológicas, para detectar cambios causados por acciones de origen antropogénico (SERMEÑO, et. al., 2010). El cual se basa en muestreos periódicos para implementar un control de calidad o un programa de vigilancia a través del tiempo

(SPRINGER, 2010). El biomonitoreo es más complejo en sistemas hídricos como los humedales, debido a la variabilidad de su hidrología, por lo que la aplicación actualmente no está bien desarrollada para este tipo de ambientes (ROSENBERG, et al., 2008).

4. ÍNDICES BIÓTICOS:

Los índices bióticos son ampliamente utilizados en la evaluación de la calidad biológica de las aguas, en especial de los ríos. Estos índices asocian a los taxa presentes (familia, género, especie) con un valor numérico según su nivel de tolerancia. Este valor, a su vez es utilizado en conjunto con la riqueza taxonómica (índices cualitativos) o en combinación con las abundancias relativas (índices cuantitativos) para llegar a un valor final del índice (SPRINGER, 2010).

5. MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS:

Los macroinvertebrados acuáticos son todos aquellos organismos que viven en el fondo de ríos y lagos, adheridos a la vegetación acuática, troncos y rocas sumergidas, al menos durante parte de su ciclo vital. Se les denomina macroinvertebrados, porque su tamaño va de 0.5 mm hasta alrededor de 5.0 mm, por lo que se les puede observar a simple vista (ROLDÁN, 2016). Los macroinvertebrados acuáticos han adquirido una creciente importancia en el análisis de la calidad del agua debido a que no sólo revelan las condiciones ambientales actuales, sino que actúan como reveladores de las condiciones en el tiempo, además de que los insectos son el grupo biológico más conspicuo en el ambiente acuático (GILLER & MALMQVIST, 2000).

6. BIOLOGICAL MONITORING WORKING PARTY (BMWP/ COL):

Es un índice de bioindicación usado para la complementación de estudios de fuentes hídricas por medio de macroinvertebrados; el cual permite diagnosticar el estado actual de una fuente hídrica desde el punto de vista biológico y así poder hacer estudios integrales de fuentes hídricas, donde no solo se realicen análisis fisicoquímicos, microbiológicos sino también biológicos (MONTROYA, 2016). Roldan y Ramírez lo definen como un índice que consiste en llegar hasta el nivel de familia y darle el calificativo de presencia o ausencia. El puntaje va de 1 a 10 de acuerdo con la tolerancia de los diferentes grupos a la contaminación orgánica, la suma de los puntajes de todas las familias proporciona un puntaje total BMWP/Col (ROLDAN & RAMIREZ, 2008).

7. CONTAMINACIÓN DEL AGUA:

Es la adición de sustancias alóctonas o microorganismos que deterioran su calidad. La calidad se refiere a la aptitud del agua para los usos beneficiosos a los que se ha venido dedicando en el pasado, un contaminante puede ser de origen inerte, como plomo, mercurio y detergentes; o de origen vivo, como el ocasionado por microorganismos provenientes de desechos domésticos (ROLDAN & RAMIREZ, 2008).

Desde el punto de vista ecológico, la calidad del agua tiene una connotación diferente a la requerida para usos domésticos, agrícolas o industriales. En ciertos ecosistemas, a pesar de tener concentraciones elevadas de sales, durezas y alcalinidades, y valores de pH muy ácidos o muy básicos, pueden tener comunidades estables y adaptadas a vivir en dichos medios. En estos casos, la calidad del agua depende fundamentalmente de los aportes naturales dados por las lluvias y por la naturaleza geoquímica del terreno (ROLDAN & RAMÍREZ, 2008).

El uso masivo de abonos para fertilizar los terrenos de cultivo está ocasionando graves problemas de eutrofización en lagos, embalses y ríos, como consecuencia de ello, proliferan las algas y las plantas acuáticas, lo que a su vez provoca cambios drásticos en la fisicoquímica del agua.

8. ANÁLISIS PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS:

Son el único método existente para la identificación y cuantificación de contaminantes, pero sólo proporcionan valores de calidad instantánea del agua. En la normatividad de la mayoría de los países del mundo están definidos estándares de calidad de las aguas, dependiendo si éstas son para abastecimiento, recreación o uso piscícola; también están determinadas para muchos países la frecuencia y las técnicas analíticas de aplicación. A pesar de lo anterior, el análisis periódico de los parámetros fisicoquímicos no es suficiente para definir la calidad del medio acuático, puesto que estos análisis no valoran la alteración del hábitat físico (VON HUMBOLDT, 2005).

9. RED TIPO D-NET

Esta red se usa para hacer un “barrido” a lo largo de las orillas o recodos de la corriente. Tiene la ventaja de que su forma triangular se adapta bien a las superficies

irregulares de las orillas. Su uso debe ser intensivo hasta cubrir un área representativa del lugar de muestreo (10 m a lo largo de ambas orillas) (GONZALES & ARANA, 2014).

10. RECOLECCIÓN MANUAL

Consiste en levantar rocas, piedras, ramas sumergidas y troncos en cuya superficie se encuentran numerosos organismos adheridos (GONZALES & ARANA, 2014).

11. ÍNDICE DE SHANNON-WIENER

Fue desarrollado en el año 1949 basado en la probabilidad de encontrar un determinado individuo en un ecosistema. Este índice se calcula con la siguiente ecuación:

$$H' = -\sum (ni/N) \log_2 (ni/N)$$

Dónde H' es el índice de Shannon–Wiener, ni el número de individuos de la especie “i” de la muestra y N el número total de individuos de la muestra. H' = índice de Shannon-Wiener como índice de diversidad, mide el contenido de información por individuo en muestras obtenidas al azar provenientes de una comunidad ‘extensa’ de la que se conoce el número total de especies S . (SÁNCHEZ, 2009).

12. ÍNDICE DE MARGALEF

Este índice cuantifica la biodiversidad de una comunidad a partir del tamaño de la muestra y del número de especies presentes. (ACEVEDO et al., 2006).

$$R = S - 1 \ln N$$

Dónde R es el índice de Margalef, N el número total de individuos y S el número de especies. Valores del índice inferiores a 2 indican zonas de baja biodiversidad. Valores del índice iguales o superiores a 5 son indicativos de alta biodiversidad.

13. ÍNDICE DE SIMPSON

El índice de dominancia de Simpson se determina a partir de la proporción de individuos de cada especie con respecto al total de individuos de la muestra. Este

índice estima si en un área determinada hay especies muy dominantes y le da poca importancia a las especies raras o menos abundantes. Un sistema es más diverso cuanto menos dominancia de especies hay o en otras palabras cuando la distribución es más equitativa. (SÁNCHEZ, 2009).

$$D= 1- \sum(ni/N)^2$$

Dónde D es el índice de Simpson, ni el número de individuos de la especie “ i ” de la muestra y N el número total de individuos de la muestra. Los valores de este índice están comprendidos entre 0 y 1; valores cercanos a cero corresponden a la existencia de especies muy dominantes, mientras que valores cercanos a uno indican una distribución más equitativa.

MATERIALES Y MÉTODOS

1. UBICACIÓN

El humedal Gualí hace parte de un complejo de humedales en el que se encuentran también el humedal Tres Esquinas y Lagunas Funzhé; estos se encuentran ubicados en la cuenca media del río Bogotá, la cual está localizada en el departamento de Cundinamarca y junto con los ríos Sumapaz, Magdalena, Negro, Minero, Suárez, Blanco, Gacheta y Machetá, conforma el grupo de corrientes de segundo orden del departamento (CAR, ENINCO S.A, ALCALDÍA DE FUNZA, 2017).

Este humedal se encuentra ubicado en la cuenca de tercer orden denominado Cerros Orientales, el complejo de humedales de Gualí, Tres Esquinas y Lagunas del Funzhé está entre los municipios de Funza, Mosquera y Tenjo, en la margen occidental del río Bogotá, localizado dentro de humedales de la Sabana asociados al río Bogotá, entre los cuales se encuentran los humedales de torca, Guaymaral, La Conejera, Córdoba, Tibanica, Jaboque, La Florida, Gualí – Tres Esquinas, Techo, El Burro, Tibabuyes o Juan Amarillo, Laguna la Herrera, El Neuta, Medidor y Santa María del Lago (CAR, ENINCO S.A, ALCALDÍA DE FUNZA, 2017). Nace en cercanías a los cerros ubicados en el sector conocido como La Punta en el municipio de Tenjo y se extiende en sentido sur hasta el río Bogotá en el punto conocido como La Ramda (CAR – EPAM S.A. ESP, 2016).

De acuerdo con la clasificación de la convención Ramsar los humedales Gualí, Tres Esquinas y Lagunas Funzhé se clasifican como un sistema lacustrino, humedales continentales de categoría O Lagos permanentes de agua dulce (de más de 8 ha)

(CAR, ENINCO S.A, ALCALDÍA DE FUNZA, 2017). Por otro lado, el vaso o cuerpo del humedal que hace referencia a la zona acuática tiene un área de 288 hectáreas y está constituido por diversas ciénagas que lo conforman, las cuales se conocen regionalmente con los nombres de: Furatena, Casanare, El Cacique, Palo Blanco, Galicica, Gualí y Tres Esquinas (CAR – EPAM S.A. ESP, 2016).

2. AFECTACIONES ANTRÓPICAS

En el humedal Gualí se contabiliza dentro de sus límites de acuerdo con los registros del IGAC (2012) un total de 958 predios urbanos y 316 predios rurales. Asimismo, el humedal se caracteriza por poseer una alta intervención antrópica generando la pérdida de la flora nativa, lo cual muestra la introducción de especies exóticas como *Eucalyptis globulus*, *Acacia melanoxylum*, *Fraxinus chinensis* entre otros disminuyendo la flora natural y por ende la disminución de las fuentes de alimentación para la fauna silvestre provocando su desplazamiento hacia otra área (CAR, ENINCO S.A, ALCALDÍA DE FUNZA, 2017).

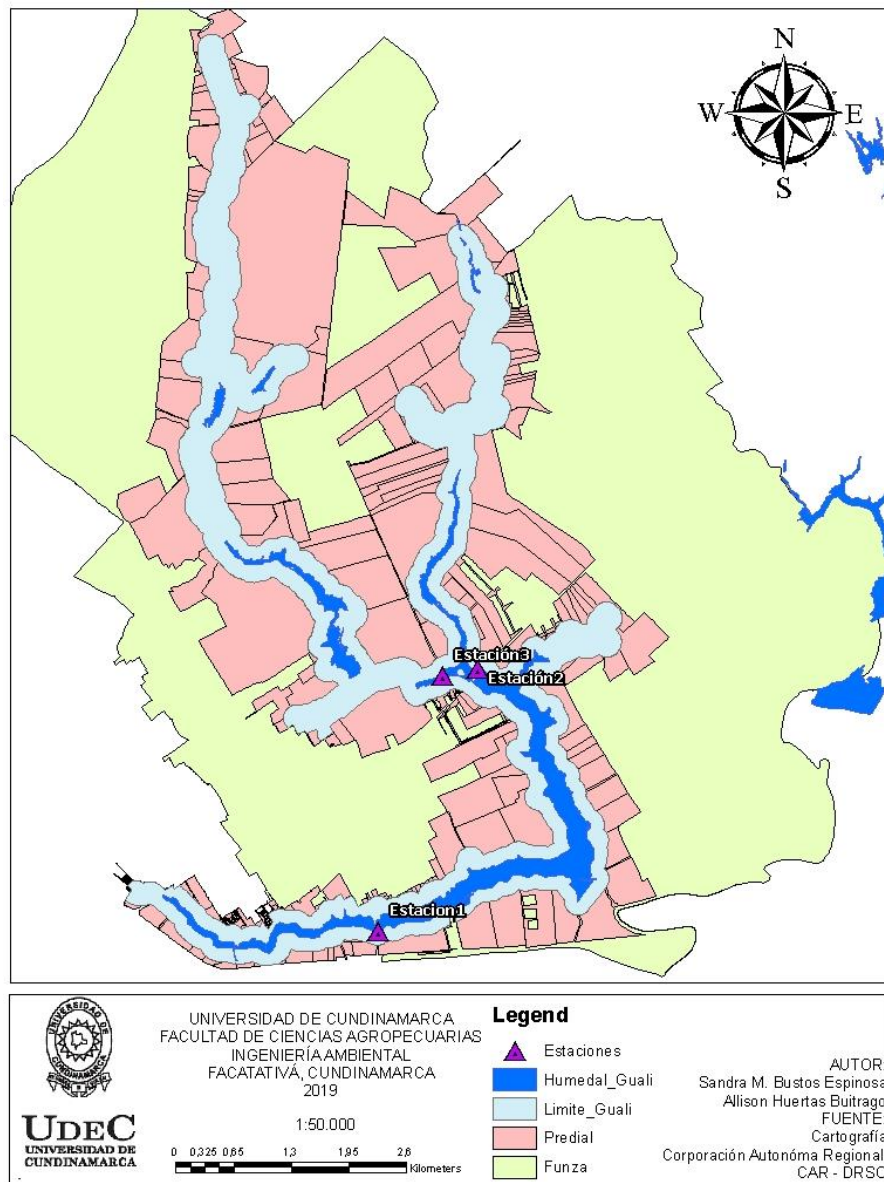
Según la CAR (2014), el humedal tenía hace algunos años una estructura única en forma de cuernos de venado, se alimentaba por la corriente principal conocida como la quebrada del Porte, que nacía en el cerro de las Palmas (Tenjo) en el punto conocido como el Cerrito, la cual hoy a desaparecido. En la actualidad ha sido desecado en varios sectores, aislándolo en diversas ciénagas, algunas prácticamente eliminadas en su totalidad, otras vivas a manera de lagos presentes al interior de haciendas y otras conectadas solo en épocas de invierno. Por otro lado, el suelo que comprende al humedal tiene diferentes clases de uso antrópico que impactan el ecosistema como en el sector agrícola, agropecuario, comercial, industrial, institucional, pecuario, recreación activa y pasiva, residencial, para riego, para disposición de residuos sólidos a cielo abierto, vertimientos de aguas residuales y vías; asimismo, hay sectores de conservación, de uso forestal y sin uso, este último con coberturas vegetales de pastos arbolados no plantados, enmalezados sin mantenimiento, pastos limpios, tierras desnudas y/o con degradación inicial o avanzada (CAR – EPAM S.A. ESP, 2016).

3. LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO

Los puntos de muestreo se encuentran localizados a 2550 m.s.n.m, los cuales fueron elegidos en acompañamiento de funcionarios de la alcaldía de Funza de acuerdo a la extensión del humedal, las intervenciones antrópicas puntuales y teniendo en cuenta zonas de fácil acceso para el desarrollo integral de la investigación. De esta manera, se establecieron un total de 3 estaciones específicas



de muestreo las cuales poseen afectaciones antrópicas diferentes, la estación 1 presenta vertimientos de aguas lluvias, la estación 2 y 3 presenta vertimientos de agua residual doméstica (ESPEJO, 2017). Además, cuentan con industrias circundantes, y urbanización perimetral. Definidos los puntos se tomaron mediante GPS las coordenadas geográficas de cada estación y se realizó un registro fotográfico de la zona.


Imagen 1. Georreferenciación, estaciones de muestreo.



Autores

Tabla 1. Ubicación estaciones de muestreo humedal Gualí.

| Estaciones | Coordenadas | Descripción | Fotografía |
|--|---|---|--|
| <p>Estación 1: Funza - Tres esquinas, entrada por la Calle 13</p> <p>2560 m.s.n.m.</p> | <p>Latitud: 4°42'2.88" N</p> <p>Longitud: 74°12'4.4387" O</p> | <p>La zona de muestreo presenta material vegetal flotante como buchón de agua y junco, no se aprecia espejo de agua, se encuentra al lado de la carretera de ingreso al municipio de Funza por la Calle 13 de Bogotá, por tal razón es de fácil acceso.</p> |  |
| <p>Estación 2: Siberia, Big Cola sentido Norte</p> <p>2554 m.s.n.m.</p> | <p>Latitud: 4°43'39.5095" N</p> <p>Longitud: 74°11'28.2752" O</p> | <p>La zona de muestreo presenta material vegetal flotante como buchón de agua, no se aprecia espejo de agua, se encuentra al lado de la avenida Siberia en sentido norte de Funza hacia Bogotá por la calle 80, por tal razón es de fácil acceso.</p> |  |

| | | | |
|---|--|---|---|
| <p>Estación 3: Siberia, Big cola sentido Sur</p> <p>2556 m.s.n.m.</p> | <p>Latitud: 4°43'36.7076" N</p> <p>Longitud: 74°11'40.8" O</p> | <p>A esta estación se ingresa por una vía destapada cerca de la avenida Siberia en sentido sur de Bogotá hacia Funza por la calle 80, por tal razón es de fácil acceso.</p> <p>La zona de muestreo presenta material vegetal flotante como buchón de agua y no se aprecia espejo de agua.</p> |  |
|---|--|---|---|

Autores.

4. DETERMINACIÓN DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS

4.1. FASE DE CAMPO

Para la colecta de macroinvertebrados en cada estación se muestrearon diferentes sustratos; rocosos, orillas con vegetación y macrófitos (BARBOUR et al., 1999). La toma de muestras en campo se llevó a cabo de 9:00 a 11:00 de la mañana, durante los meses de mayo y junio de 2018 (época de lluvia), y en los meses de junio, julio de 2018 y enero del 2019 (época de sequía). Se realizó con ayuda de una red D-Net de 90 micras, adicionalmente para que las muestras fueran representativas se revisó manualmente con la ayuda de una pinza, en piedras y material vegetal sumergido, por un tiempo de 15 minutos en cada estación. Las muestras con sedimento fueron colectadas y separadas con un tamiz de 60 μm y se determinó una escala de abundancia relativa (muy abundante, abundante, frecuente, escasa) para poder determinar datos de diversidad, dominancia y riqueza debido a que hay una fuerte correlación entre la diversidad de estas comunidades con respecto a la calidad del agua (CAR – EPAM S.A. ESP, 2016).

El material colectado fue depositado en recipientes con alcohol al 96% y etiquetadas para su posterior identificación con guías y claves taxonómicas y llevado al Laboratorio de la Universidad de Cundinamarca para su posterior separación e identificación hasta el nivel taxonómico de familia con base en literatura concerniente (ROLDÁN, 1988).

Imagen 2. Malla tipo D-Net



Autores.

Imagen 3. Revisión manual de macrofitas



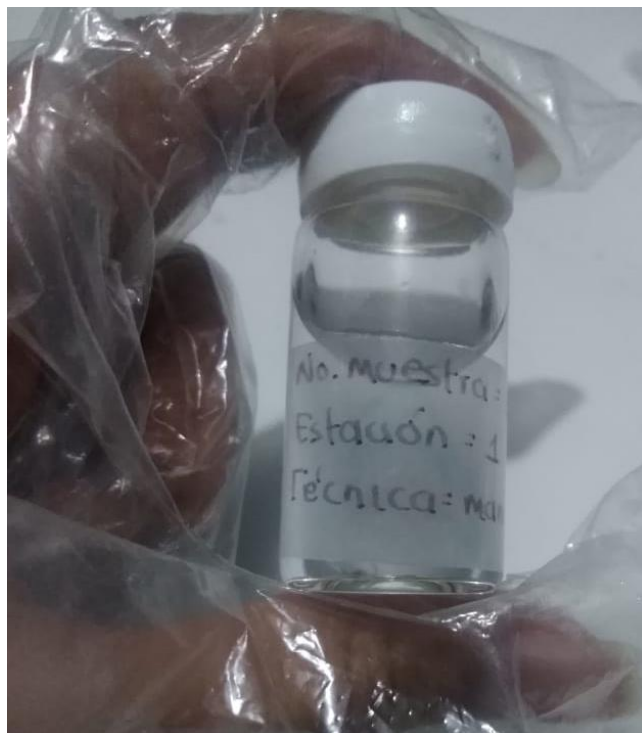
Autores.

Imagen 4. Recipientes con alcohol al 96%



Autores.

Imagen 5. Recipientes etiquetados



Autores.

4.2. FASE DE LABORATORIO

Para la fase de laboratorio se desarrolló en las instalaciones de la Universidad de Cundinamarca, donde se determinaron cada uno de los individuos y se realizó la curaduría respectiva a cada una de las muestras. Enseguida se procedió a observar en el estereoscopio (modelo S9i, marca Leica Microsystems), y a separar los organismos para determinar el nivel de familia al que pertenecen; se obtuvieron, además, los valores de abundancias relativas, para los diferentes taxas encontrados.

Imagen 6. Curaduría de las muestras colectadas



Autores.

Imagen 7. Revisión de las muestras con estereoscopio óptico



Autores.

5. DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS FISCOQUÍMICOS

5.1. FASE DE CAMPO

El 31 de enero de 2019 se llevó a cabo la toma de muestras puntuales de agua superficial en las 3 estaciones de estudio del Humedal Gualí, con el apoyo de la Dirección de Laboratorio e Innovación Ambiental (DLIA) de la CAR.

La toma de muestras se ejecutó siguiendo los protocolos de toma de muestra estipulados por la DLIA de la CAR en los documentos oficiales GAM –POE – 37 Versión 20 (Toma y preservación de muestras en la Matriz Agua), GAM – POE – 40 Versión 10 (Medición y Calculo de Caudales de muestreo), GAM – POE – 42 Versión 06 (Determinación de pH en campo por el método Potenciométrico), GAM – POE – 06 (Determinación de conductividad en Campo), GAM – POE – 44 Versión 06 (Determinación de Oxígeno Disuelto en Campo). Se tomó insitu los parámetros de pH, temperatura, conductividad y oxígeno disuelto.

Imagen 8. Toma de muestras fisicoquímicas



Autores.

Imagen 9. Muestras de agua



Autores.

5.2. FASE DE LABORATORIO

La toma de muestras puntuales de agua superficial y su procesamiento de las 3 estaciones de estudio del humedal Gualí en el municipio de Funza, Cundinamarca fueron analizadas en las instalaciones de la Dirección de Laboratorio e Innovación Ambiental (DLIA) de la CAR, en estas se determinaron algunos de los parámetros fisicoquímicos los cuales son DBO, DQO y Cloruros, más los que se tomaron en campo, puesto que en los datos históricos no se contaban con datos del presente año, gracias a la Dirección de Laboratorio e Innovación Ambiental (DLIA) de la CAR.

Para determinar los parámetros fisicoquímicos de las estaciones de muestreo se usaron datos históricos tomados por la CAR en el humedal Gualí desde el año 2009 hasta el año 2018, estos reportes de resultados contienen parámetros que no se usaron en el presente estudio, dado que son resultados por debajo del valor límite detectable, indicando que estos contaminantes no están presentes en el humedal ni se generan por los vertimientos que llegan.

Tabla 2. Método analítico y unidades utilizadas para determinar los parámetros fisicoquímicos

| Parámetro | Unidades | Método Analítico |
|-----------------------------|----------------------------|---|
| DBO | mg O ₂ / L | Incubación a 5 días y electrodo de Membrana (SM 5210 B, 4500-O G) |
| DQO* | mg O ₂ / L | Reflujo Abierto (SM 5220 B) |
| DQO | mg O ₂ / L | Reflujo cerrado colorimétrico (SM 5220 B) |
| Cloruros | mg / L | Cromatografía Iónica. EPA 300.1 Rev 1.0 |
| Oxígeno Disuelto en Campo | mg O ₂ / L | Electrodo de membrana (SM 4500- O G) |
| pH en campo | Unidades de pH | Electrométrico (SM 4500-H B) |
| Nitratos | mg / L | Calculo (Cromatografía Iónica, EPA 300.1 Rev 1,0 Modificado) |
| Nitritos | mg / L | Calculo (Cromatografía Iónica, EPA 300.1 Rev 1,0 Modificado) |
| Nitrógeno Amoniacal | mg N – NH ₃ / L | Colorimétrico – Nessler (SM 417 B – Ed 16) |
| Fosforo Total | mg – P / L | Digestión Ácida – Ácido Ascórbico, SM 4500 – P B, E |
| Conductividad Eléctrica | µs/cm | Electrométrico (SM 2510 B) |
| Solidos Suspendidos Totales | mg - SST/L | Gravimétrico – Secado a 103 – 105 °C, SM 2540 D |
| Sulfatos | mg / L | Cromatografía Iónica. EPA 300.1 Rev 1.0 Modificado |

Dirección de Laboratorio e Innovación Ambiental de la CAR.

El Laboratorio Ambiental de la CAR, se encuentra acreditado por el IDEAM resolución No. 0243 del 10 de septiembre de 2007 según norma NTC – ISO – IEC 17025 “Requisitos generales de competencia de laboratorios de ensayo y calibración” para los parámetros de DBO, DQO, Oxígeno Disuelto, pH y Solidos Suspendidos; asimismo, por la Resolución No. 914 del 10 de junio de 2009, extensión de acreditación para los parámetros de calidad de agua como Sulfatos, Cloruros y fosforo Total.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN




6. BIODIVERSIDAD DE MACROINVERTEBRADOS





6.1. IDENTIFICACIÓN DE LOS MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS





Los macroinvertebrados acuáticos son los organismos más ampliamente utilizados en biomonitoreo de agua dulce de impacto antrópico, debido a sus características y rasgos biológicos pueden ser usados como bioindicadores en alteraciones ambientales. (BONADA, 2006). Teniendo en cuenta lo descrito por Bonada se agruparon los individuos con características similares a simple vista, y con un estereomicroscopio óptico y bibliografía especializada se determinó con más detalle el taxón de phylum hasta el nivel de familia usando las claves taxonómicas descritas en los libros “Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia” (ROLDÁN, 1988). “Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos” (DOMINGUEZ & FERNANDEZ, 2009), “Aquatic Insects of North America” (MERRITT, et al, 2008) y “Hemipteros acuáticos y semiacuáticos del neotrópico” (ARISTIZABAL & GARCÍA, 2017). De los cuales se identificaron un total de 709 individuos a partir del monitoreo realizado en 3 estaciones de muestreo, donde fue posible determinar orden, clase y familia.





La determinación se realizó hasta el nivel de familia, pues según Reece se ha demostrado que esta jerarquía taxonómica puede arrojar similares resultados a los obtenidos con niveles taxonómicos más específicos. Por otro lado, las identificaciones resultan ser más rápidas y seguras en especial cuando en las muestras de los bentos predominan ninfas y larvas de los primeros estadios. (REECE et al. 2001).


Tabla 3. Fotografías e identificación taxonómica de Macroinvertebrados Acuáticos, visto desde un objetivo 10X.

| INDIVIDUO | TAXONOMÍA |
|---|---|
|  | <p>CLASE: <i>Insecta</i> ORDEN: <i>Díptera</i> FAMILIA: <i>Chironomidae</i> ESTADIO: Larva HÁBITAT: Acuático</p> |
|  | <p>ORDEN: <i>Díptera</i> FAMILIA: <i>Culicidae</i> ESTADIO: Pupa HÁBITAT: Acuático</p> |
|  | <p>ORDEN: <i>Díptera</i> FAMILIA: <i>Culicidae</i> ESTADIO: Larva HÁBITAT: Acuático</p> |

| | |
|---|---|
|  | <p>ORDEN: <i>Tricladida</i> FAMILIA: <i>Dugesiiidae</i> ESTADIO: Adulto HÁBITAT: Acuático</p> |
|  | <p>ORDEN: <i>Díptera</i> FAMILIA: <i>Psychodidae</i> GÉNERO: morfoespecie 1 ESTADIO: Larva HÁBITAT: Acuático</p> |
|  | <p>ORDEN: <i>Díptera</i> FAMILIA: <i>Psychodidae</i> GÉNERO: morfoespecie 2 ESTADIO: Larva HÁBITAT: Acuático</p> |
|  | <p>ORDEN: <i>Díptera</i> FAMILIA: <i>Psychodidae</i> ESTADIO: Pupa HÁBITAT: Acuático</p> |

| | |
|---|---|
|  | <p>ORDEN: <i>Basommatophora</i> FAMILIA: <i>Physidae</i> ESTADIO: Adulto HABITAT: Acuático</p> |
|  | <p>ORDEN: <i>Díptera</i> FAMILIA: <i>Syrphidae</i> ESTADIO: Larva HÁBITAT: Acuático</p> |
|  | <p>ORDEN: <i>Díptera</i> FAMILIA: <i>Syrphidae</i> ESTADIO: Adulto HÁBITAT: Terrestre</p> |
|  | <p>ORDEN: <i>Coleoptero</i> FAMILIA: <i>Scirtidae</i> ESTADIO: Adulto HÁBITAT: Terrestre</p> |

| | |
|---|---|
|  | <p>ORDEN: <i>Díptera</i> FAMILIA: <i>Tipulidae</i> ESTADIO: Larva HÁBITAT: Acuático</p> |
|  | <p>ORDEN: <i>Hemiptera</i> FAMILIA: <i>Veliidae</i> ESTADIO: Juvenil HÁBITAT: Acuático</p> |
|  | <p>ORDEN: <i>Coleoptera</i> FAMILIA: <i>Elmidae</i> ESTADIO: Adulto HÁBITAT: Acuático</p> |
|  | <p>ORDEN: <i>Amphipoda</i> FAMILIA: <i>Hyalellidae</i> ESTADIO: Adulto HÁBITAT: Acuático</p> |

| | | |
|--|---|---|
| |  | <p style="text-align: center;">ORDEN: <i>Díptero</i> FAMILIA: <i>Ceratopogonidae</i> ESTADIO: Pupa HÁBITAT: Acuático</p> |
|--|---|---|

Autores.

6.2. TAXONES DE LOS MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS HALLADOS

El presente estudio fue realizado en los meses de mayo y junio del 2018 (época de lluvia) y junio, julio del 2018 y enero de 2019 (época de sequía). De los cuales se registraron en su mayoría macroinvertebrados que corresponden a estados larvarios de insectos.

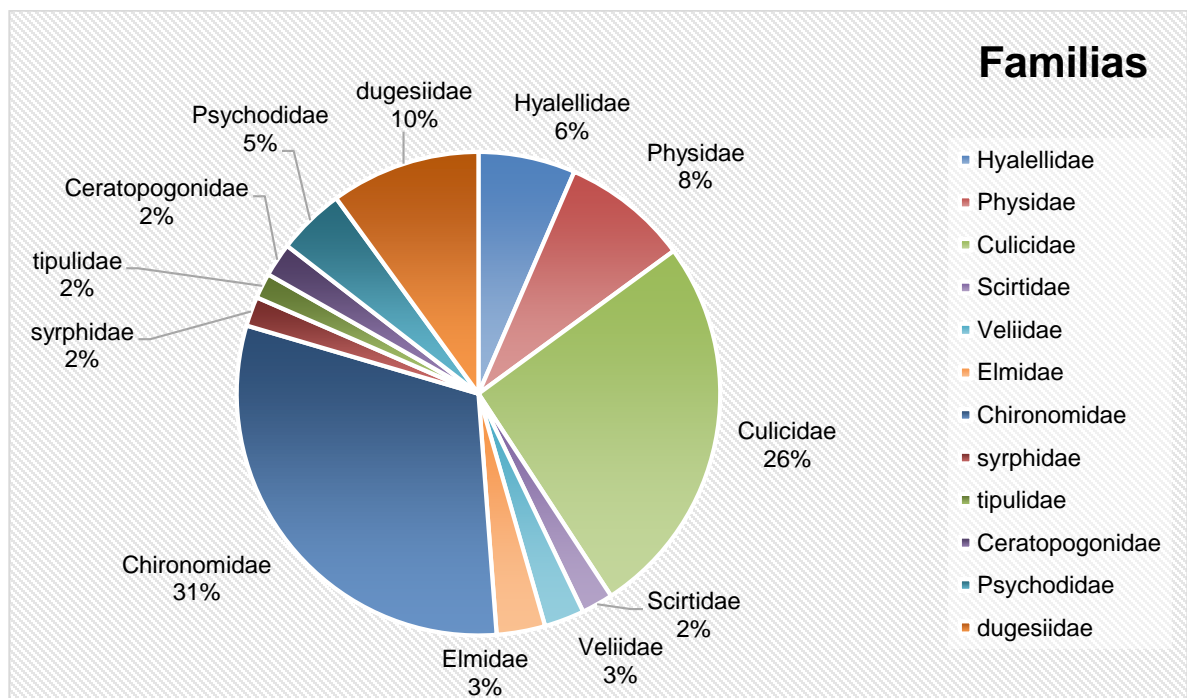
Tabla 4. Lista taxonómica de los macroinvertebrados colectados y número de individuos

| Clase | Orden | Familia | Genero | Individ. |
|---------------------|-----------------------|------------------------|----------------|----------|
| <i>Insecta</i> | <i>Díptera</i> | <i>Chironomidae</i> | | 218 |
| | | <i>Culicidae</i> | | 183 |
| | | <i>Syrphidae</i> | | 14 |
| | | <i>Psychodidae</i> | Morfoespecie 1 | 12 |
| | | <i>Psychodidae</i> | Morfoespecie 2 | 20 |
| | | <i>Tipulidae</i> | | 12 |
| | | <i>Ceratopogonidae</i> | | 16 |
| | <i>Coleoptera</i> | <i>Scirtidae</i> | | 15 |
| | | <i>Elmidae</i> | | 23 |
| | | <i>Veliidae</i> | | 19 |
| <i>Tricladida</i> | <i>DugesIIDae</i> | | 71 | |
| <i>Gastropoda</i> | <i>Basommatophora</i> | <i>Physidae</i> | | 60 |
| <i>Malacostraca</i> | <i>Amphipoda</i> | <i>Hyaellidae</i> | | 46 |
| TOTAL | | | | 709 |

Autores.

Se encontraron un total de 709 macroinvertebrados acuáticos en las 3 estaciones de muestreo, donde se identificaron 3 clases, 5 órdenes y 12 familias de macroinvertebrados bentónicos en la periferia del humedal Gualí. Donde las familias que se registraron con mayor cantidad de individuos y fueron recurrentes en las 3 estaciones fue la familia *Chironomidae* con un porcentaje del 31%, y la familia *Culicidae* con un porcentaje del 26%. Ver gráfica (1).

Grafica 1. Representación de las familias de macroinvertebrados acuáticos colectados durante el estudio en el humedal Gualí, 2018 - 2019.



Autores.

Dentro de los resultados generales se detectó la presencia de organismos indicadores de aguas contaminadas, familias como *Culicidae*, *Chironomidae*, *Syrphidae*, *Ceratopogonidae*, *Physidae* y *Tipulidae* sumadas representan el 71% de los organismos colectados, los cuales hacen referencia a aguas contaminadas, las demás familias como *Veliidae*, *Hyalellidae*, *Dugesiiidae*, *Psychodidae* y *Scirtidae* habitan en aguas con mejores condiciones en términos de calidad y representan el 29% del total de los macroinvertebrados colectados.

6.3. ÍNDICES DE DIVERSIDAD, RIQUEZA Y DOMINANCIA

Los índices de biodiversidad nos permiten medir y cuantificar la cantidad de familias de macroinvertebrados que habitan en un cuerpo de agua teniendo en cuenta los taxones encontrados en un área determinada del cuerpo hídrico, en este caso determinado por 3 estaciones de muestreo en todo el humedal Gualí. Los índices de Margaleff, Simpson y Shannon-Wiener, fueron los índices utilizados para determinar riqueza, dominancia y diversidad respectivamente, los cuales pueden indicar condiciones generales de la calidad del agua, valores altos en los índices representan valores buenos de calidad del agua. (BARRERA & MONRROY, 2015).

Tabla 5. Estación (1) Índices biodiversidad Shannon Wiener, Simpson y Margalef

| ESTACIÓN 1 | | | | | | | | | | |
|---|----------------|-------------------|----------------------|---------------|---------|------|--------------|----------|-----|-----------|
| Latitud: 4°42'12.12" N - Longitud: 74°12'14.76" O | | | | | | | | | | |
| Familia | Shannon Wiener | | | | Simpson | | | Margalef | | |
| | Pi= ni/Ni | Log natural de Pi | (Pi) (log nat de pi) | Diversidad H' | n | N | Abundancia S | S | N | Riqueza I |
| <i>Hyalellidae</i> | 0,21 | -1,55 | -0,329 | 1,997 | 46 | 217 | 0,04 | 7 | 217 | 1,1152629 |
| <i>Physidae</i> | 0,14 | -1,98 | -0,274 | | 30 | 217 | 0,02 | | | |
| <i>Culicidae</i> | 0,2 | -1,62 | -0,321 | | 43 | 217 | 0,04 | | | |
| <i>Scirtidae</i> | 0,06 | -2,89 | -0,16 | | 12 | 217 | 0 | | | |
| <i>Veliidae</i> | 0,09 | -2,44 | -0,213 | | 19 | 217 | 0,01 | | | |
| <i>Elmidae</i> | 0,11 | -2,24 | -0,238 | | 23 | 217 | 0,01 | | | |
| <i>Chironomidae</i> | 0,12 | -2,16 | -0,249 | | 25 | 217 | 0,01 | | | |
| <i>Dugesidae</i> | 0,09 | -2,44 | -0,213 | | 19 | 217 | 0,01 | | | |
| | | | | | | D | 0,15 | | | |
| TOTAL | | | -1,997 | | D-1 | 0,85 | | | | |

Autores.

Tabla 6. Estación (2) Índices biodiversidad Shannon Wiener, Simpson y Margalef

| ESTACIÓN 2 | | | | | | | | | | |
|---|----------------|-------------------|----------------------|---------------|---------|------|--------------|----------|-----|---------------|
| Latitud: 4°43'39.5095" N Longitud: 74°11'28.2752" O | | | | | | | | | | |
| Familia | Shannon Wiener | | | | Simpson | | | Margalef | | |
| | Pi= ni/Ni | Log natural de Pi | (Pi) (log nat de pi) | Diversidad H' | n | N | Abundancia S | S | N | Riqueza I |
| <i>Culicidae</i> | 0,31 | -1,17 | -0,363 | 1,614 | 81 | 260 | 0,10 | 7 | 260 | 1,07900 44 |
| <i>syrphidae</i> | 0,05 | -2,92 | -0,157 | | 14 | 260 | 0,00 | | | |
| <i>Chironomidae</i> | 0,38 | -0,97 | -0,368 | | 99 | 260 | 0,14 | | | |
| <i>Physidae</i> | 0,05 | -2,92 | -0,157 | | 14 | 260 | 0,00 | | | |
| <i>tipulidae</i> | 0,05 | -3,08 | -0,142 | | 12 | 260 | 0,00 | | | |
| <i>Ceratopogonidae</i> | 0,06 | -2,79 | -0,172 | | 16 | 260 | 0,00 | | | |
| <i>Dugesidae</i> | 0,08 | -2,52 | -0,203 | | 21 | 260 | 0,01 | | | |
| <i>Scirtidae</i> | 0,01 | -4,46 | -0,051 | | 3 | 260 | 0,00 | | | |
| | | | | | | D | 0,26 | | | |
| TOTAL | | | -1,614 | | D-1 | 0,74 | | | | |

Autores.

Tabla 7. Estación (3) Índices biodiversidad Shannon Wiener, Simpson y Margalef

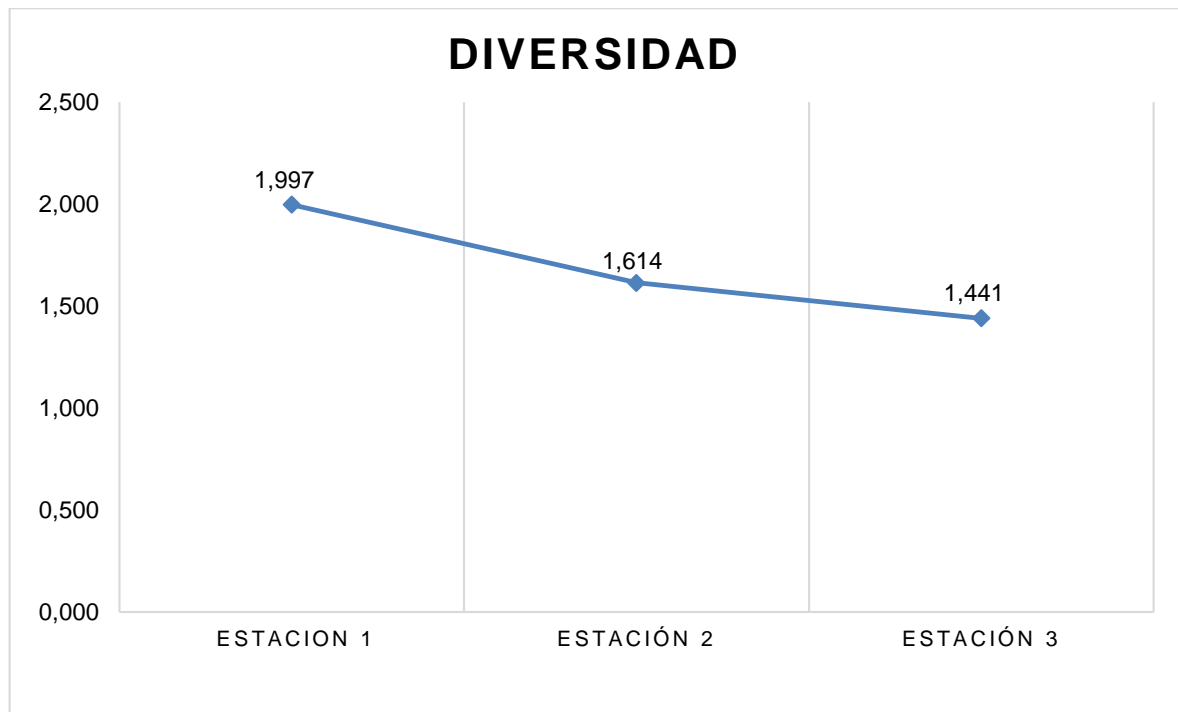
| ESTACIÓN 3 | | | | | | | | | | |
|--|----------------|-------------------|----------------------|---------------|---------|------|--------------|----------|-----|------------|
| Latitud: 4°43'36.7076" N Longitud: 74°11'40.8" O | | | | | | | | | | |
| Familia | Shannon Wiener | | | | Simpson | | | Margalef | | |
| | Pi= ni/Ni | Log natural de Pi | (Pi) (log nat de pi) | Diversidad H' | n | N | Abundancia S | S | N | Riqueza I |
| <i>Psychodidae</i> | 0,14 | -1,98 | -0,273 | 1,441 | 32 | 232 | 0,02 | 5 | 232 | 0,73438459 |
| <i>dugesidae</i> | 0,13 | -2,01 | -0,269 | | 31 | 232 | 0,02 | | | |
| <i>Chironomidae</i> | 0,41 | -0,90 | -0,366 | | 94 | 232 | 0,16 | | | |
| <i>Physidae</i> | 0,07 | -2,67 | -0,184 | | 16 | 232 | 0,00 | | | |
| <i>culicidae</i> | 0,25 | -1,37 | -0,348 | | 59 | 232 | 0,06 | | | |
| | | | | | | D | 0,27 | | | |
| TOTAL | | | -1,441 | | D-1 | 0,73 | | | | |

Autores.

6.3.1. Índice de diversidad de Shannon – Wiener

El índice Shannon-Wiener se utilizó para determinar la diversidad de familias, debido a que la diversidad tiene una relación entre el grado de contaminación y las comunidades de macroinvertebrados, ya que se presume que un ambiente no contaminado contiene un gran número de familias distintas sin que ninguna de ellas sea especialmente abundante. Como se evidencia en la gráfica 2, la estación que presentó menor diversidad fue la estación tres con un valor de 1.441, valor que puede estar relacionado con las condiciones ambientales de la estación de muestreo ya que cuando existen procesos de contaminación desaparecen las familias más sensibles y aumenta la población de las que pueden resultar favorecidas, puesto que la disminución de competencia o depredación tiene como resultado la pérdida de diversidad. (PINILLA, 2000). De acuerdo al índice de Shannon-Wiener los ecosistemas con diversidad (H') igual o menor a 2 se consideran que tienen una diversidad relativamente baja, de acuerdo a los valores de H' encontrados en las tres estaciones se puede inferir que todas tienen una diversidad considerablemente baja, que puede ser consecuencia de perturbaciones y estrés ambiental.

Gráfica 2. Resultados del índice de diversidad de Shannon-Wiener

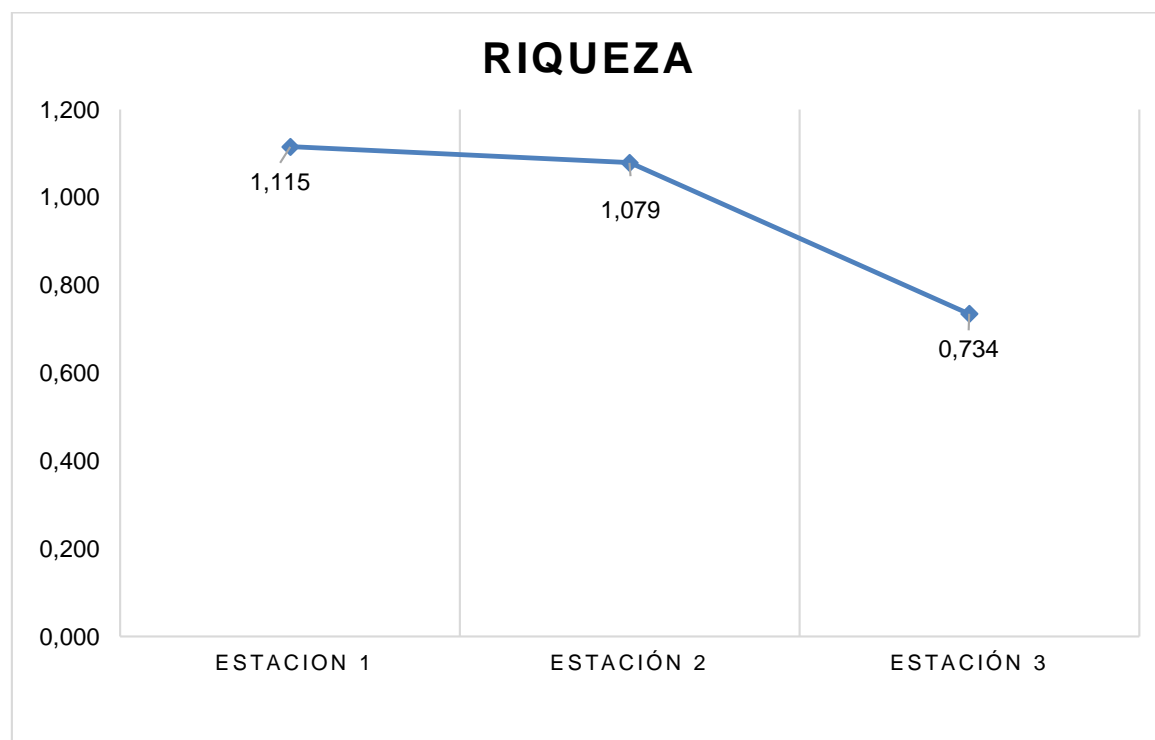


Autores.

6.3.2. Índice de riqueza de Margalef

El índice de Margalef expresa la riqueza específica de una muestra de una forma sencilla, teniendo en cuenta simultáneamente el número de taxas y el número de individuos, en cuanto al nivel de riqueza no se encontraron diferencias significativas entre las estaciones de muestreo, sin embargo la estación con menor riqueza es la numero tres, probablemente a la descarga recurrente de aguas residuales que recibe el humedal, tal factor aumenta la concentración de materia orgánica lo que beneficia la abundancia de algunos taxones sobre otros, especialmente de la familia *chironomidae* y *culicidae*, la alta presencia de estas dos familias reflejan una situación de aguas fuertemente polucionadas. En términos generales las tres estaciones poseen bajos valores de riqueza de macroinvertebrados, lo cual es frecuente en este tipo de sistemas lenticos (humedal urbano) dado que presenta fuertes presiones antrópicas como la contaminación por materia orgánica, la eutrofización y la descarga de vertimientos de aguas residuales entre otros, que producen cambios en la estructura y funcionamiento de las comunidades biológicas que albergan el humedal Gualí. (RIVERA & PINILLA, 2013).

Gráfica 3. Resultados del índice de riqueza de Margalef

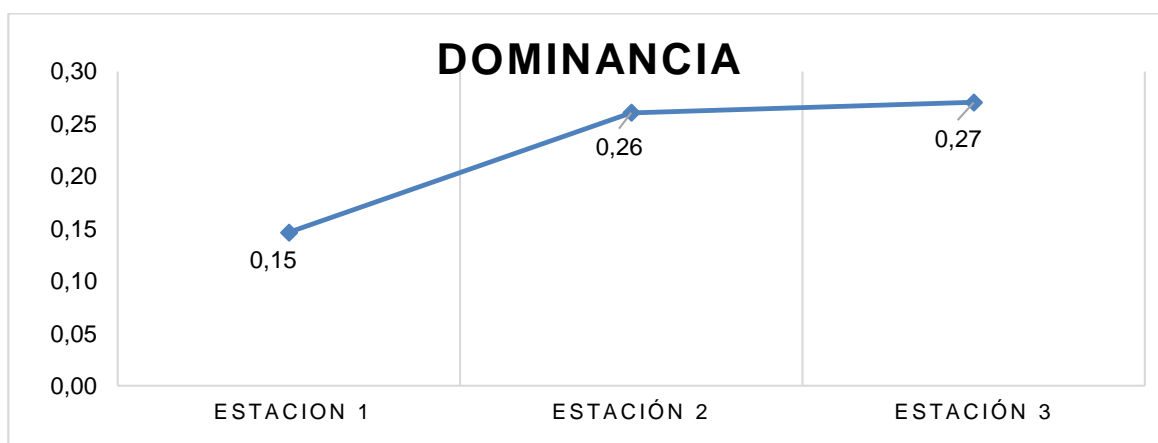


Autores.

6.3.3. Índice de dominancia de Simpson

La estación donde se encontró mayor dominancia fue la estación 3, con un valor de 0,27 lo que indica que hubo abundancia específica de una familia en particular, siendo *Chironomidae* la más dominante, dicha familia además demuestra permanencia en todas las estaciones ya que es un taxón resistente y resiliente frente a las presiones antrópicas, como la urbanización y sustitución de la vegetación nativa (MARONEZE et al., 2011). Además, *Chironomidae* aumenta cuando hay bajos niveles de oxígeno y el espectro de distribución de la familia *Chironomidae* está relacionado con la calidad de agua que presentan las distintas regiones zoogeográficas. (RIVERA et al., 2008), de igual forma son organismos altamente tolerantes a la contaminación generada por el enriquecimiento de materia orgánica e inorgánica (ROLDAN, 2003). Sin embargo, para la estación 2, la familia dominante fue *Culicidae* con un valor de 0.26, la cual posee características de resiliencia, o las condiciones óptimas del hábitat les permite su permanencia para dicha estación de muestreo, ya que por lo general son organismos indicadores de aguas mesotróficas es decir aguas que mantienen lechos de plantas acuáticas sumergidas, y niveles medios de nutrientes (ROLDÁN, 1988). Su recurrente permanencia en las 3 estaciones y evidente dominancia en la estación 2 se debe a su amplia diversidad ecológica, la capacidad oportunista y la adaptación a todo tipo de colecciones hídricas y ambientes. (CHORDÁ, 2014). Finalmente, en la estación 1 se encontró un valor bajo de dominancia, las familias se encontraron en similares proporciones, sin embargo, *Hyaellidae* fue la más abundante con un 21%, la cual vive en presencia de altas conductividades y están asociados a vegetación acuática, se alimentan de MO en descomposición (MOYA et al., 2009). Pero dicha familia no es significativa en relación a los demás taxones hallados puesto que en similar proporción se encontró *Culicidae* con un 20%.

Gráfica 4. Resultados del índice de diversidad basado en la dominancia de Simpson.



Autores.

6.4. PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS – DATOS HISTÓRICOS (2009 – 2019).

Se realizó la consolidación de los datos disponibles por año teniendo en cuenta si la toma de muestras fue en época de lluvia o en época de sequía de las características fisicoquímicas de las tres estaciones de estudio dadas por la CAR. En algunos casos, aquellos valores de los parámetros que se encuentran en cero se deben a que fueron valores mínimos detectables en las pruebas de laboratorio o que fueron menores a los límites de cuantificación. De la estación 2 no se obtuvo información del año 2017.

En general los resultados de los parámetros presentan valores que están por fuera de los rangos definidos como criterios de calidad en el Acuerdo 43, el cual fue emitido el 17 de octubre del año 2006 por el que se establecen los objetivos de calidad del agua para la cuenca del río Bogotá a lograr en el año 2020, específicamente en el artículo 1, que trata de la clasificación de usos de agua para la cuenca del río Bogotá y valores para los parámetros de calidad a aplicar por clase; en este caso, Clase III: Corresponde a los valores asignados a la calidad de los embalses, lagunas humedales y demás cuerpos lenticos de aguas ubicados dentro de la cuenca del río Bogotá, es decir que las aguas de estas tres estaciones de estudio en el humedal Gualí, no han cumplido con los criterios de calidad para los cuerpos lenticos de la cuenca del río Bogotá (CAR – EPAM S.A. ESP, 2016).

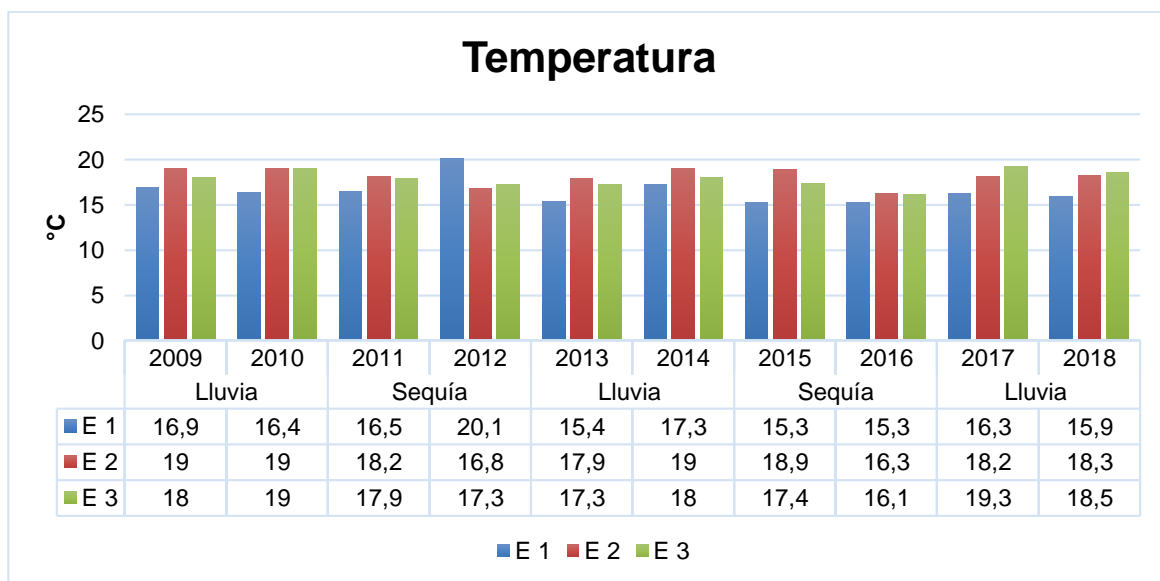
A continuación, se presenta la recopilación de la información de parámetros fisicoquímicos desde el año 2009 hasta el año 2019 en las estaciones de estudio.

6.4.1. Temperatura

La radiación solar corresponde al espectro lumínico y la penetración de sus ondas en el agua, la cual, desde el punto de vista fotosintético, es fundamental para la productividad primaria en los ecosistemas acuáticos. En los lagos tropicales que presentan mayor temperatura que los de las zonas templada y polar, habrá menor concentración de oxígeno disponible. Además, en altas temperaturas, la solubilidad del oxígeno es muy baja y su demanda es mayor por el aumento de la tasa de oxidación biológica, así, las temperaturas elevadas implican aceleración de la putrefacción, con lo que aumenta la DBO y disminuye el oxígeno disuelto (ROLDÁN & RAMÍREZ, 2008).

El balance de calor o de temperatura en cada uno de los elementos que conforman el sistema es función de la transferencia de calor de los elementos adyacentes, de los sedimentos, el agua, la atmosfera, las entradas y salidas del sistema. Dado que todas las reacciones y las condiciones bioquímicas que afectan la concentración de los componentes a moldear dependen de la temperatura (CAR – EPAN S.A. ESP, 2016).

Gráfica 5. Datos Históricos de Temperatura



Autores.

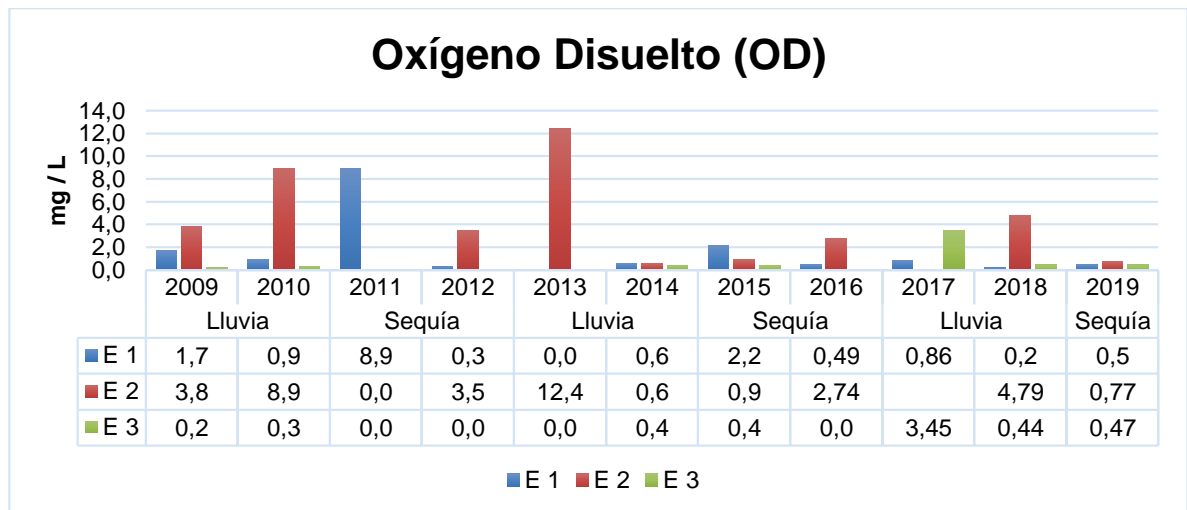
El humedal Gualí al ser un cuerpo de agua receptora se debe tener en cuenta la temperatura ya que es importante a causa de sus efectos sobre la solubilidad del oxígeno y, en consecuencia, sobre las velocidades en el metabolismo, difusión y reacciones químicas y bioquímicas; sin embargo, como se muestra en la gráfica 5, la temperatura tiene un comportamiento sin mayores variaciones en cada una de las estaciones durante los últimos 10 años.

6.4.2. Oxígeno disuelto

El oxígeno es uno de los indicadores más importantes que debe ser medido para la calidad del agua, los principales fenómenos que interactúan en el balance del oxígeno disuelto (OD) son: el consumo por oxidación de materia orgánica y la producción por re aireación. Se puede decir además que, a mayor contaminación,

menor solubilidad, ya que la contaminación agrega sustancias que llenarían el espacio que podría ser ocupado por las moléculas de oxígeno, asimismo, estas sustancias disminuyen en diferentes proporciones la concentración de oxígeno presente en el cuerpo de agua (ROLDÁN & RAMÍREZ, 2008).

Gráfica 6. Datos Históricos de Oxígeno Disuelto



Autores.

Los valores normales de OD varían entre los 7.0 y 8.0 mg/L, la fuente principal de oxígeno es el aire, el cual se difunde rápidamente en el agua por la turbulencia en los ríos y por el viento en los lagos. En los lagos la fotosíntesis es la fuente más importante de oxígeno y su medición se usa para determinar la producción primaria, y en cierta medida, deducir el estado de eutrofización (ROLDÁN, 2012). El valor mínimo de concentración de oxígeno debe ser de 4.0 a 5.0 mg/L, niveles mayores a 6 son adecuadas para la vida de la gran mayoría de organismos acuáticos (CAR – EPAN S.A. ESP, 2016).

Teniendo en cuenta lo anterior, como se muestra en la gráfica 6 en la estación 3 el comportamiento del OD históricamente se ha mantenido por debajo de los rangos de niveles óptimos, dificultando así la supervivencia de las familias de macroinvertebrados, presentando bajos valores de riqueza y diversidad; solo fue en el año 2017 que corresponde a las muestras tomadas en época de lluvias, que esta estación aumento sus niveles de OD considerablemente en comparación con los años anteriores y los siguientes. En la estación 1 solo en el año 2011 el OD presento valores normales de OD, por otro lado, en la estación 2 se han presentado valores más altos de OD en comparación con las estaciones 1 y 3 especialmente en el año

2010 y 2013 los cuales equivalen a los muestreos en época de lluvias, donde se presentaron valores normales de OD.

La disminución del oxígeno disuelto en el agua se puede dar debido a cambios de temperatura, salinidad o contenido de materia orgánica, estos factores pueden ser fatales para la mayoría de los organismos acuáticos (ROLDÁN, 2012), asociando los resultados de los monitoreos que se realizaron en el año 2018 para las estaciones 1 y 3 que presentan los niveles más bajos de OD, se convierte en uno de los factores más importantes para demostrar su baja diversidad, esto también ocurre para las tres estaciones en el año 2019 con el último muestreo de macroinvertebrados, presentando baja riqueza y diversidad, y alta dominancia en las tres estaciones.

Actualmente en todas las estaciones se presenta contaminación por desechos domésticos e industriales, estas condiciones agotan el Oxígeno Disuelto en el cuerpo de agua del Humedal Gualí, ya que la materia orgánica lo requiere para su descomposición (CAR – EPAN S.A. ESP, 2016).

El comportamiento del OD en la gráfica 6 tiene una tendencia variable, sin embargo, desde el año 2014 hasta el 2019 ha presentado menores variaciones con valores que incumplen con el criterio de calidad (>4 mg/L) según el Acuerdo 43 de 2006. En las tres estaciones se presentaron niveles bajos de OD, asimismo en estas estaciones se encontraron macroinvertebrados de las familias *Culicidae* y *Chironimidae* (especialmente en la estación 3 donde se presentó el valor más bajo de OD en el último año) que pertenecen al orden *Diptera*.

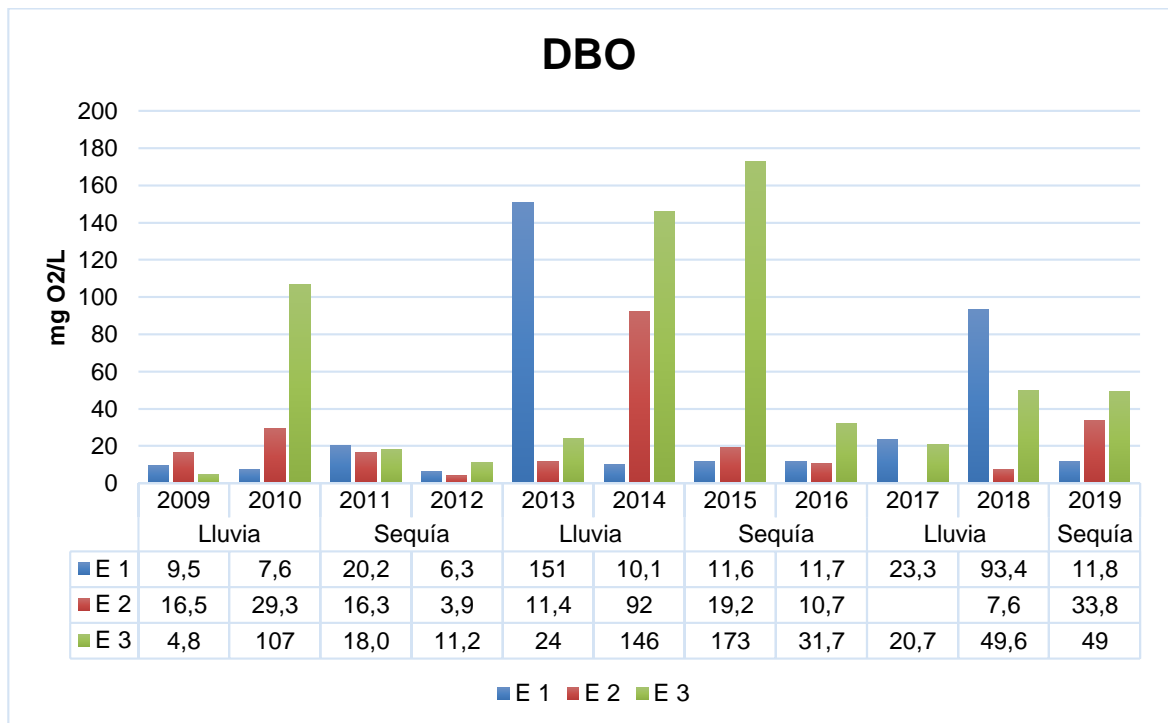
Los macroinvertebrados del orden *Diptera* en estado larval presentan adaptaciones para sobrevivir en ambientes anoxigénicos, es decir que están estrechamente relacionados con bajas concentraciones de oxígeno, contaminación por materia orgánica (MO), aguas turbias y eutrofizadas; también presentan un alto grado de adaptabilidad, por lo cual se les asocia con la presencia de sedimentos alóctonos (CAR - EPAM S.A. ESP, 2016). Por otro lado, el incremento de materia orgánica en el agua produce una proliferación de los microorganismos encargados de su descomposición, lo que genera entre otros efectos la reducción de la concentración de OD en el agua, la mayoría de macroinvertebrados son sensibles a esta reducción de oxígeno disuelto, de tal forma que reducen su abundancia, o incluso desaparecen. Por el contrario, otros grupos toleran bien las bajas concentraciones de OD, como es el caso de algunas larvas de dípteros de la familia *Culicidae* y de la familia *Chironimidae* de tal manera que una elevada abundancia de estos grupos con respecto a las condiciones naturales o de referencia es indicadora de este tipo de contaminación (ANGELIER, 2002).

6.4.3. Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) – Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La DBO es la medida de valoración de la cantidad de materia orgánica que se encuentra en un cuerpo de agua. El exceso de materia orgánica agota el oxígeno en el agua, bajo estas condiciones el agua tiene la apariencia de un color turbio grisáceo y olores característicos de huevos podridos (ácido sulfhídrico) (ROLDÁN, 2012).

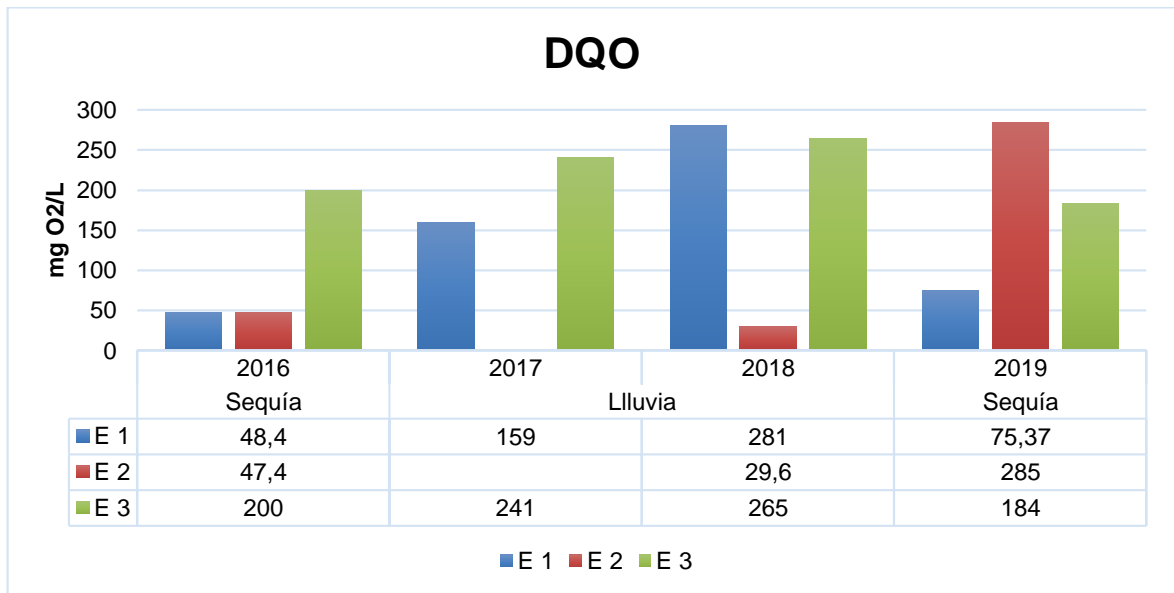
La DQO es un parámetro analítico de contaminación que mide el contenido de materia orgánica en una muestra de agua mediante oxidación química. Representa el contenido de materia orgánica total de la muestra, oxidable por dicromato de potasio en solución acida. Los valores de la DQO son mayores que los valores de la DBO y la diferencia puede ser mayor cuando se presentan cantidades significativas de materia orgánica resistente o refractaria (ROLDÁN & RAMÍREZ, 2008).

Gráfica 7. Datos Históricos de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)



Autores.

Gráfica 8. Datos Históricos de la Demanda Química de Oxígeno (DQO)



Autores.

La DBO de las tres estaciones presenta una tendencia variable superando el máximo valor permisible de 20 mg/L del Acuerdo 43 de 2006. Como se aprecia en la gráfica 7 las estaciones 1 y 3 presentan los valores más altos de DBO en los años correspondientes a la toma de muestras en época de lluvias. La estación 1 supero el valor permisible en los años 2013, 2017 y 2018; la estación 3 supero el valor de DBO permisible en los años 2010, 2013, 2014, 2017 y 2018 correspondientes a muestreos en épocas de lluvias y en los años 2015, 2016 y 2019 correspondiente a los años de sequía; finalmente la estación 2 presentó valores por fuera de la norma únicamente en los años 2010 y 2014 equivalentes a los muestreos realizados en época de lluvias. Es decir que se tiene en la estación 3 las condiciones de DBO más altas en estos últimos 10 años, especialmente en épocas de lluvia.

Estos altos valores históricos de DBO pueden ser causados por la materia orgánica arrojada al cuerpo de agua del humedal Gualí, la cual constituye el alimento para las bacterias que se reproducen rápidamente trayendo como consecuencia la disminución del OD en estas estaciones (CAR – EPAN S.A. ESP, 2016), que también puede ser fatal para la mayoría de los organismos acuáticos (ROLDAN, 2012).

Asimismo, se puede justificar la baja diversidad de familias de macroinvertebrados que suelen presentarse bajo condiciones óptimas de calidad en el agua en las estaciones de estudio, quedando presentes por lo regular en grandes números solo

aquellas familias de macroinvertebrados acuáticos adaptados para resistir dichas condiciones como las familias *Culicidae* y *Chironimidae* especialmente en las estaciones 2 y 3 (ROLDÁN, 2012).

Por último, se puede decir que en las estaciones de estudio en donde se determinaron valores altos de DBO que sobrepasan los criterios de buena calidad del agua, dan como resultado el exceso de materia orgánica, bajas concentraciones de OD, el agua tiene apariencia de agua turbia y durante los muestreos se presentaron olores característicos de contaminación. Adicionalmente se tienen niveles de riqueza y diversidad bajos; cabe aclarar que la DBO tomada en época de sequía fue más alta para las estaciones 2 y 3 en el año 2019, así como fue mayor su dominancia en época de sequía en comparación con la estación 1.

El comportamiento de la DQO durante los años 2016 a 2018 en las estaciones 1 y 3 tiene una tendencia constante y ascendente presentando valores más altos en la estación 3 como se muestra en la gráfica 8, sin embargo, en el año 2019 la DQO de estas estaciones volvió a descender. De esta manera para las estaciones 1 y 3 se presentan valores altos de DQO en época de lluvias y valores bajos en época de sequía.

A pesar de la falta de información para la estación 2, se aprecia que los valores de DQO no se ven influenciadas por época de lluvia o sequía, además presentó los valores más bajos en comparación con las otras dos estaciones hasta el año 2018, pues en el año 2019 presentó una elevación considerable superando los valores de la DQO de las estaciones 1 y 3. Esto puede ser causado por los vertimientos de fuentes desconocidas que llegan a esta estación, pues en las visitas de campo se vio un incremento de macrófitas y disminución de espejo de agua después de mitad de año del 2018 demostrando una carga alta de contaminación por materia orgánica resistente o refractaria; cabe aclarar que la toma de muestras de parámetros fisicoquímicos del año 2018 fue en el mes de abril correspondiente a época de lluvias.

De esta manera la estación 3 ha presentado valores altos de DQO en los últimos años, sobrepasando los criterios de calidad dados por el Protocolo de recuperación y rehabilitación de humedales (VAN DER HAMMER, 2008), el cual dice que la DQO debe ser ≤ 100 mg/L, este valor también lo supera la estación 1 en las épocas de lluvias y la estación 2 sobrepasa los criterios de calidad solo en el año 2019.

Adicionalmente, se puede decir que en la estación 3 la DQO es un factor determinante para la supervivencia exclusiva de la familia *Culicidae* y *Chironimidae*

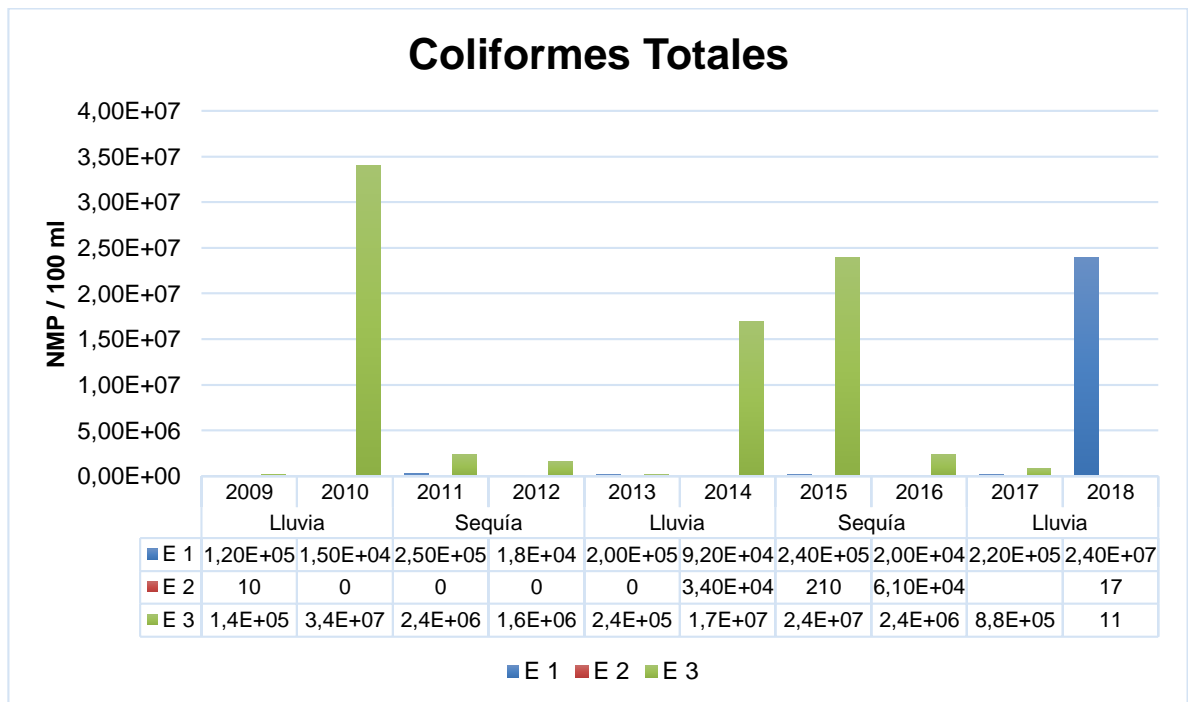
así como en el año 2019 para la estación 2, pues fue en estas estaciones en las que estas familias se presentaron más abundantes.

En cuanto al comportamiento de la relación DBO/DQO en las tres estaciones, se puede decir que la estación 1 y 3 presentan una relación de 0,2 y que la estación 2 presenta una relación de 0,1, estos valores indican constituyentes recalcitrantes o tóxicos, así como la presencia de compuestos de carácter inorgánico para la estación 2 (UNIVALLE, 2009).

6.4.4. Coliformes Totales – Escherichia Coli

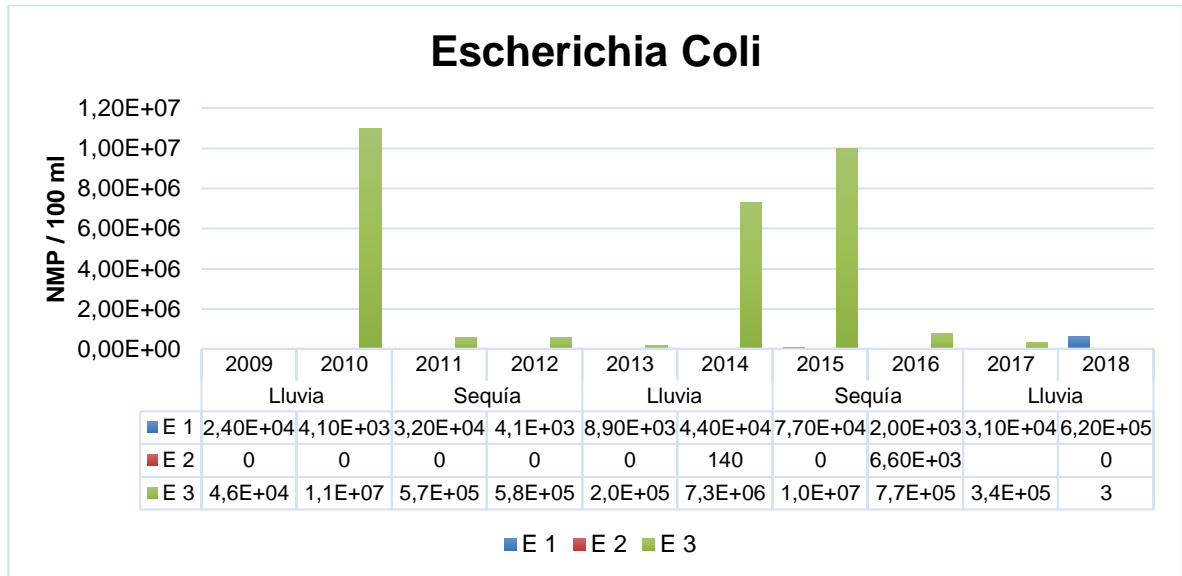
Coliformes fecales y Escherichia Coli son subgrupos dentro del grupo de Coliformes Totales, quienes se originan en las heces de animales de sangre caliente. La presencia de E. Coli, indica que el agua tuvo contacto con heces y existe un inmediato riesgo a la salud humana (CAR – ENINCO S.A., 2017).

Gráfica 9. Datos Históricos de Coliformes Totales



Autores.

Gráfica 10. Datos Históricos de Escherichia Coli



Autores.

Teniendo en cuenta los resultados históricos obtenidos de Coliformes Totales y de Escherichia Coli en las gráficas 9 y 10 hay una alta concentración de estas bacterias en las estaciones 1 y especialmente de la estación 3, lo que significa que hay un constante aporte de vertimientos de aguas residuales domésticas y de aguas residuales industriales que se encuentran alrededor del humedal Gualí y de los municipios que se han acumulado a través del tiempo (CAR – ENINCO S.A., 2017). De esta manera se está incumpliendo con el Acuerdo 43 de 2006 al superar el valor máximo permisible de 5000 NMP/100 ml para Coliformes Totales, así como de la Resolución 2115 de 2007 para la calidad de agua la cual determina que en el agua para consumo humano no debería tener presencia de ninguno de estos microorganismos (0 microorganismos en 100 cm³).

Teniendo en cuenta lo anterior, el agua no puede ser usada para consumo humano ni para uso agrícola debido a su elevada carga bacteriana, sin embargo, en la estación 2 se presentaron valores por debajo de 1000 NMP/100 ml, lo cual es admisible para aguas de uso agrícola (CAR – ENINCO S.A., 2017), menos en los años 2014 y 2016 pues en estos años supero este valor llegando a 34.000 y 61.000 NMP/100 ml respectivamente.

Asimismo, estos resultados demuestran que en las estaciones 1 y 3 reciben vertimientos de aguas residuales, teniendo en cuenta que en estas estaciones también presentan elevados niveles de contaminación de diferentes parámetros.

Finalmente se puede decir que en la estación 3 ha existido una mayor descarga de aguas residuales en los últimos 10 años en comparación con las estaciones 1 y 2 como se muestra en las gráficas 9 y 10, demostrando que las actividades realizadas a su alrededor tienen un impacto ambiental negativo sobre el cuerpo de agua del humedal Gualí, debido a las actividades domésticas, industriales, ganaderas y agrícolas.

La presencia de estas bacterias en el agua puede deberse a factores como la escorrentía en temporada lluviosa, por infiltración debido a la cercanía de fosas o sistemas sépticos defectuosos, uso de estiércol como abono en cultivos, desarrollo de actividades pecuarias, pozos localizados en suelos arenosos, vertimiento de aguas residuales, etc. (CAR – EPAN S.A. ESP, 2016)

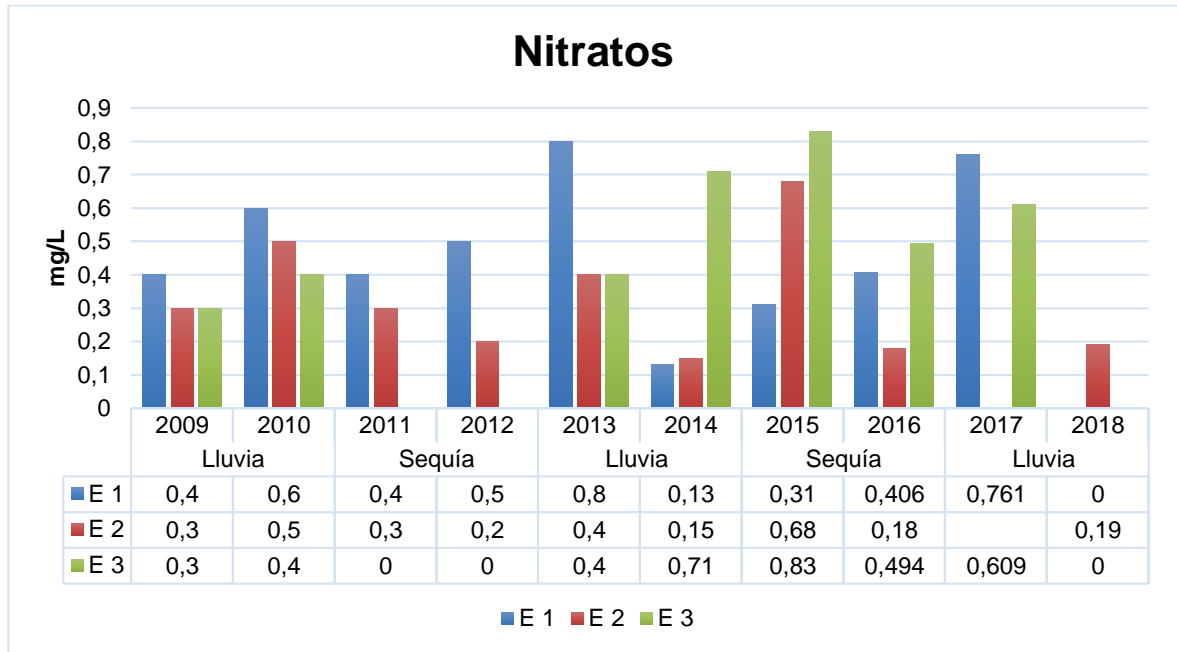
Finalmente se puede decir que la baja presencia microbiológica en la estación 2 está relacionada con la acidez que se presentó durante los años 2009 a 2018, pues este factor disminuye la capacidad Buffer del agua, afectando drásticamente las familias acuáticas mostrando la disminución de macroinvertebrados acuáticos y produciendo el cambio de poblaciones de bacterias a poblaciones de hongos, disminuye la productividad primaria del medio en un proceso llamado oligotrofización (se refiere a los cuerpos de agua con baja concentración en nutrientes), disminuye la descomposición de la celulosa y la concentración de oxígeno (SALAZAR, 2006).

6.4.5. Nutrientes

6.4.5.1. Nitrógeno

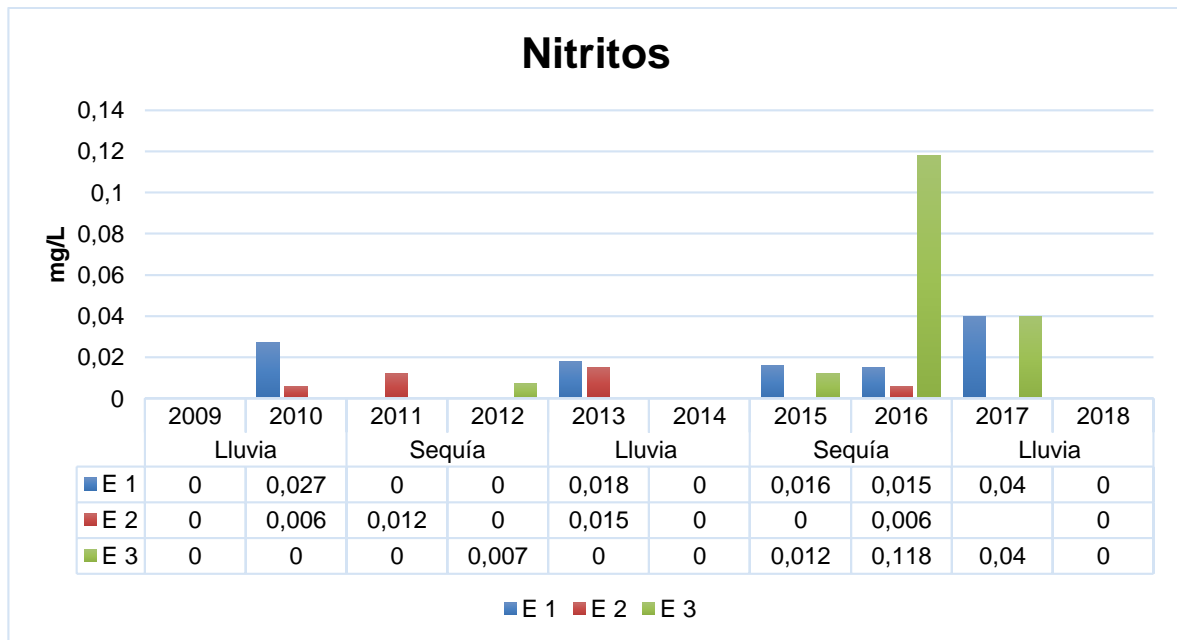
El nitrógeno es un elemento esencial para la vida, es un componente fundamental para el crecimiento de plantas y animales. Hace parte de proteínas, vitaminas aminoácidos e interviene en procesos intracelulares de producción de energía. El Ciclo del Nitrógeno afecta directamente el nivel de oxígeno en el agua. Este elemento puede ser un contaminante directo en el agua en sus formas de nitritos y por toxicidad del amonio y puede causar eutrofización en los cuerpos de agua (CAR – EPAN S.A. ESP, 2016).

Gráfica 11. Datos Históricos de N – Nitratos



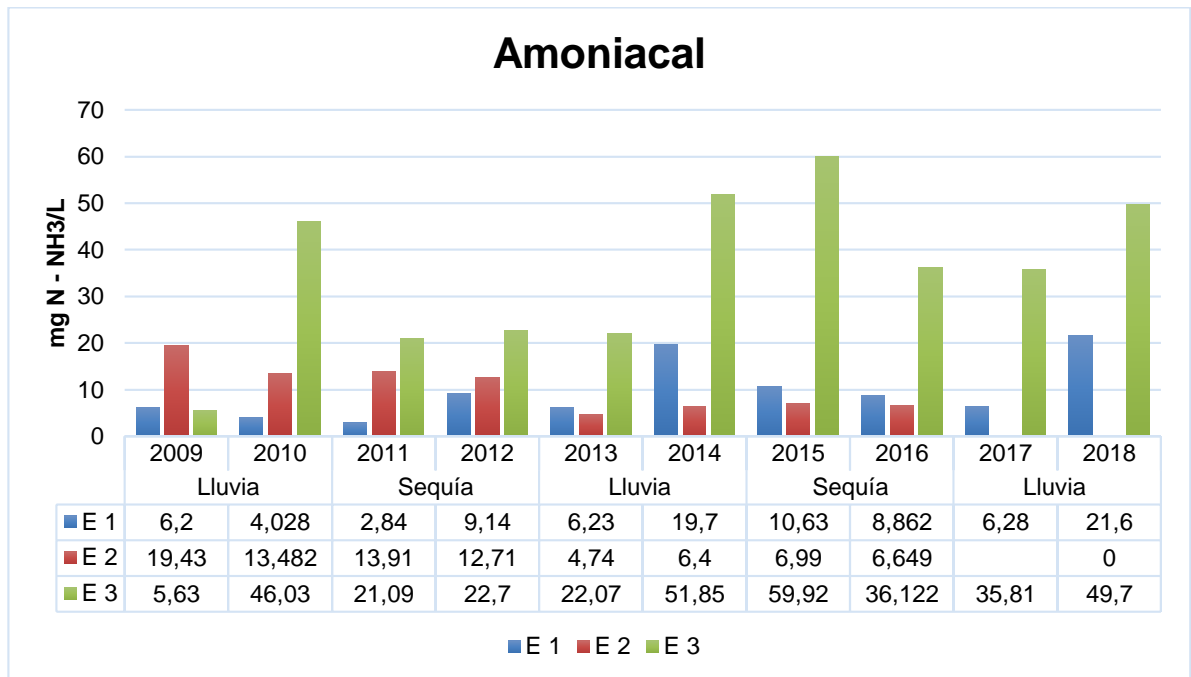
Autores.

Gráfica 12. Datos Históricos de N – Nitritos



Autores.

Gráfica 13. Datos Históricos de N – Amoniacal



Autores.

Los nitratos en el agua se encuentran relacionados principalmente a la oxidación de la materia orgánica nitrogenada que se presenta de forma natural o por descargas de origen doméstico o industrial; indica, además, la edad de las descargas y su nivel de estabilización con respecto a su demanda de oxígeno (UNIVALLE, 2009), así mismo, cabe destacar que en un medio acuático natural se espera encontrar la mayoría de nitrógeno como nitratos, que es su forma oxidada. La presencia de nitritos y de amonio, es un indicio de reciente contaminación orgánica o de procesos reductivos predominantes (ROLDÁN, 2012).

Teniendo en cuenta los límites establecidos por el Acuerdo 43 de 2006 mencionado anteriormente, en el cual se tiene un valor restrictivo (máximo que se puede obtener), que para los parámetros de nutrientes como los nitratos se tiene un valor de 1 mg/L; como se muestra en la gráfica 11 los datos históricos de las tres estaciones no tienen una tendencia definida y no sobrepasan los límites establecidos; sin embargo, estas variaciones se pueden asociar a la variabilidad de vertimientos que se han descargado en el Humedal Gualí durante estos últimos 10 años, y de acuerdo al informe realizado por la Universidad del Valle en el año 2009 “la cinética de las transformaciones del nitrógeno, que pasa del nitrógeno a nitritos y nitratos de acuerdo al estado de oxidación en que se encuentre; en fuentes

naturales es un proceso complejo debido a la dinámica del sistema y a la misma variabilidad en los aportantes de nitrógeno” (UNIVALLE, 2009).

Los datos históricos de nitritos en las tres estaciones de las que se dispone de información presentan valores por debajo del valor máximo que se puede obtener del Acuerdo 43 de 2006 tal y como se muestra en la gráfica 12, este valor corresponde a 0,5 mg/L.

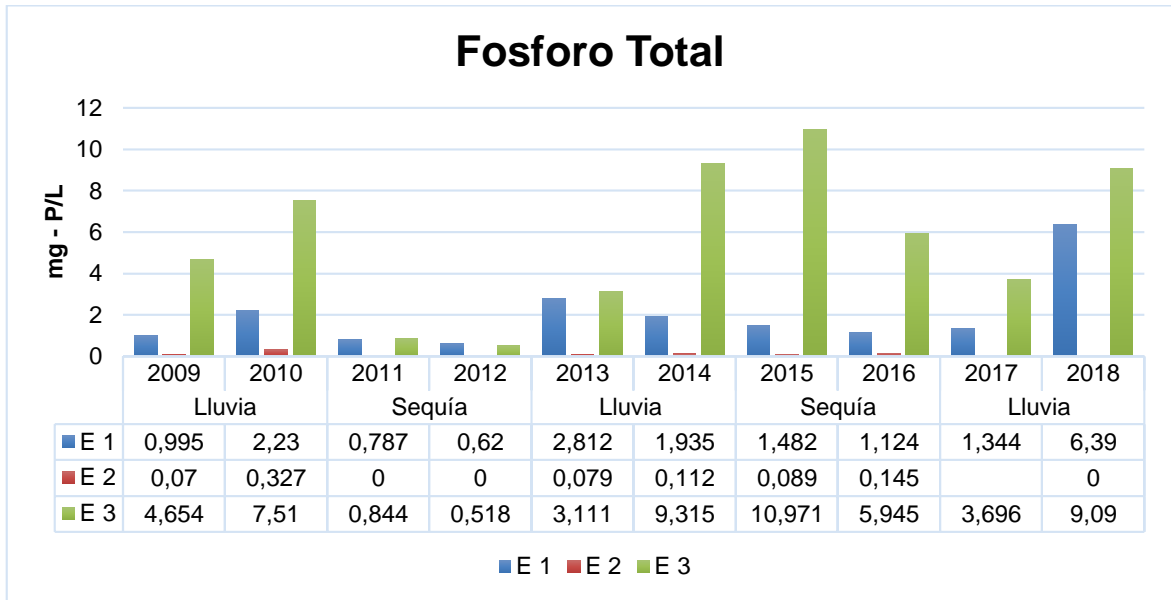
El nitrógeno amoniacal es uno de los componentes transitorios en el agua, ya que es parte del Ciclo del Nitrógeno y está influenciado por la actividad biológica. Por lo general las aguas superficiales no deben contener amoniaco, la presencia de amoniaco libre o ion amonio se considera como una prueba química de contaminación reciente y peligrosa (CAR – EPAN S.A. ESP, 2016) tal y como se aprecia en la gráfica 13, pues en las tres estaciones la presencia de amoniaco ha sido bastante alta y sobre pasa el máximo valor permisible (0,3 mg/L) del Acuerdo 43 de 2006.

Además, los bajos valores que arrojaron los nitratos y nitritos durante estos años, se debe a las condiciones anaeróbicas dadas por los bajos niveles de Oxígeno Disuelto que también presentan estas estaciones, ya que los nitratos y los nitritos devuelven el nitrógeno gaseoso a la atmosfera (N_2) mediante la desnitrificación; de esta manera se cierra el ciclo del nitrógeno en estas estaciones del Humedal Gualí (ROLDÁN & RAMÍREZ, 2008).

6.4.5.2. Fosforo total

El fosforo se considera un elemento importante para la estructura y función celular. En comparación con los demás nutrientes, es el menos abundante y, al tiempo, es el factor más limitante en la productividad primaria. Sirve de componente básico para la estructura de los ácidos nucleicos y de la molécula del ATP, por medio del cual se almacena y se gasta la energía en los seres vivos (ROLDÁN, 2012).

Gráfica 14. Datos Históricos de Fosforo Total



Autores.

Como se muestra en la gráfica 14 el comportamiento del fosforo en la estación 2 se ha mantenido constante por debajo de los valores del máximo valor permisible (0,1 mg/L) del Acuerdo 43 de 2006, a pesar de que, en los años 2010 y 2016 supero este valor.

Por otro lado, las estaciones 1 y 3 presentan concentraciones que superan los valores dados por el Acuerdo 43. La estación 1 presenta una tendencia ascendente con el paso de los años, teniendo un pico de elevación alta en el último año; la estación 3 presenta una tendencia variable con valores que superan los 8 mg/L en los años 2014, 2015 y 2018, los cuales se consideran concentraciones típicas de fosforo de aguas residuales, además de la posible presencia de fertilizantes que pudieron escurrir al cuerpo de agua en esta estación promoviendo problemas de eutrofización (UNIVALLE, 2009), dado que los vertimientos de aguas residuales domésticas y el uso excesivo de abonos en la agricultura son las fuentes principales de fosforo y nitrógeno; estos dos nutrientes son similares y pueden crear condiciones adversas para la vida de la mayoría de los organismos acuáticos (ROLDÁN, 2012).

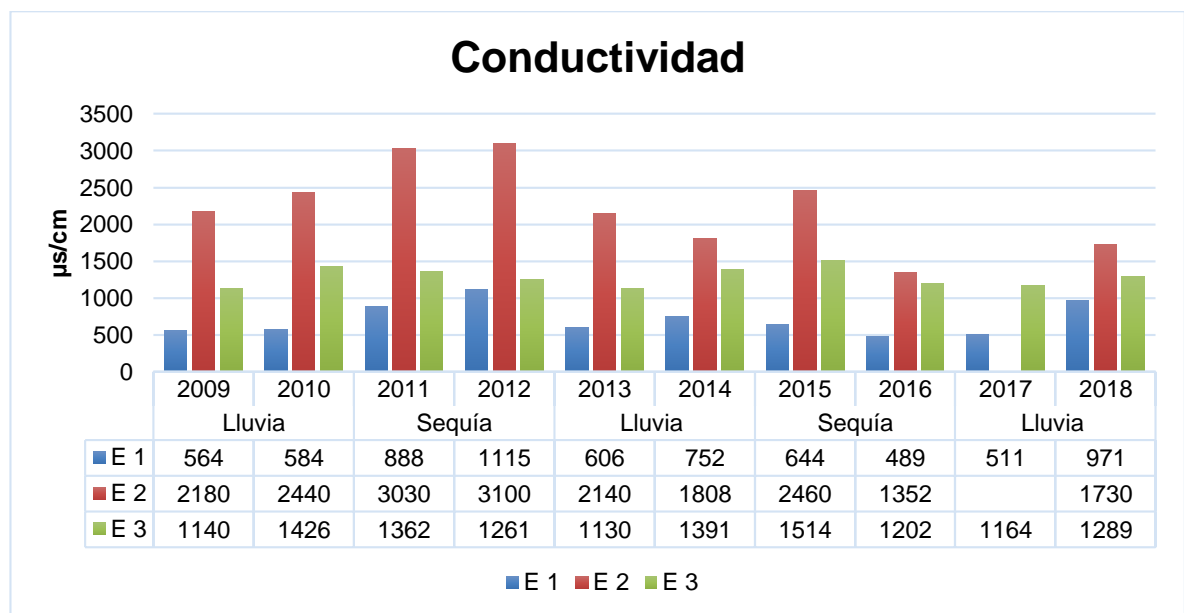
Aplicando el Índice ICOTRO (Índice de Contaminación Trófico) con el promedio de los valores de Fósforo Total del año 2009 al año 2018 por estación, se tiene que las estaciones 1 y 3 están dentro de la categoría de Hipereutrófico al tener valores >1

mg/L, es decir 2,0 mg/L y 5,6 mg/L respectivamente; mientras que la estación 2 está dentro de la categoría de Eutrófico al obtener un valor de 0,1 mg/L, el cual se encuentra dentro del rango de 0,02 – 1 mg/L de esta categoría (CAR - epam s.a. esp, 2016).

6.4.6. Conductividad eléctrica y sólidos suspendidos totales

La conductividad eléctrica mide la capacidad del fluido de conducir la electricidad y está relacionado con la cantidad de sales disueltas o minerales presentes en el agua; un valor típico de conductividad para aguas superficiales se encuentra entre 10 y 100 $\mu\text{s/cm}$, los valores tienden a incrementarse cuando la fuente hídrica es contaminada con aguas residuales domésticas o descargas ricas en sales minerales (UNIVALLE, 2009).

Gráfica 15. Datos Históricos de Conductividad Eléctrica



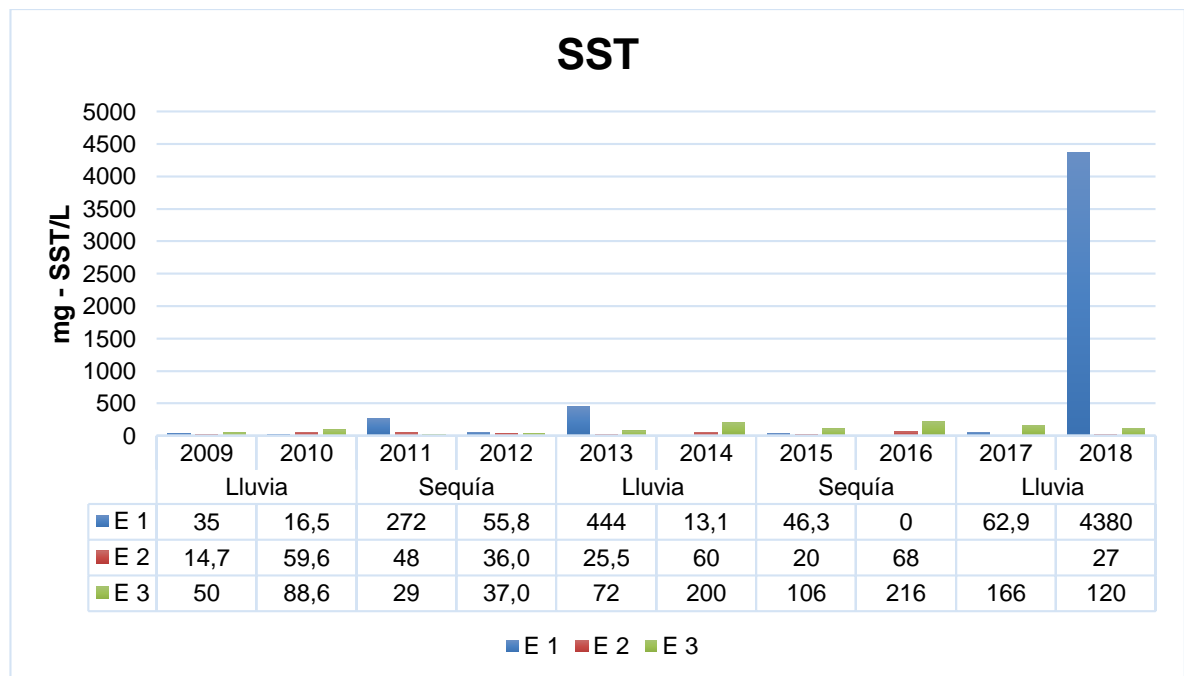
Autores.

Como se muestra en la gráfica 15 las tres estaciones presentan valores altos durante los años registrados, incumpliendo con la norma (100 $\mu\text{s/cm}$) (CAR – EPAN S.A. ESP, 2016). La tendencia del comportamiento de la conductividad eléctrica en las tres estaciones no es homogénea. La tendencia variable en las estaciones 2 y 3 se da por el aumento de la conductividad eléctrica en época de sequía con respecto a la época de lluvia del año anterior, presentando una mayor variabilidad la estación

2. La estación 1 presentó variaciones tendientes a disminuir sus valores ligeramente, sin embargo, en el último año la conductividad eléctrica vuelve a ascender, pues como se explicó anteriormente este cambio se puede dar por vertimientos de aguas residuales en este año.

Se puede demostrar que el humedal Gualí al encontrarse dentro de las condiciones naturales de ecosistemas acuáticos de alta montaña, a medida que aumenta la conductividad disminuye la diversidad de familias (ROLDÁN, 2012), como lo reflejan los resultados de diversidad de las estaciones de estudio especialmente la 2 y la 3.

Gráfica 16. Datos Históricos de Sólidos Suspendidos Totales (SST)



Autores.

En la gráfica 16 se puede apreciar que las tres estaciones presentaron un comportamiento por encima de los valores del máximo valor permisible (20 mg/L) para Sólidos Suspendidos Totales (SST) del Acuerdo 43 de 2006. Sin embargo, la estación 2 presentó los valores más cercanos a la norma con respecto a las estaciones 1 y 3, cumpliendo solamente en los años 2009 y 2015 con los criterios de buena calidad, así como la estación 1 en los años 2010 y 2014 que en este caso coinciden con los muestreos que fueron realizados en épocas de lluvia. La estación 1 presentó los valores más altos de SST llegando en el último año a un valor de 4380 mg/L.

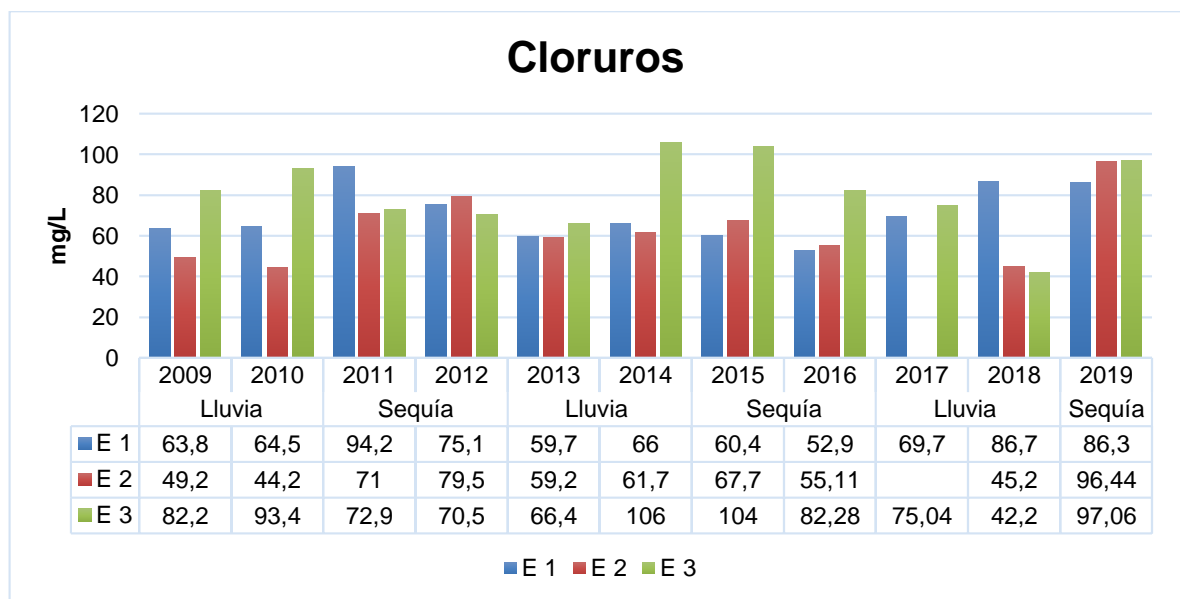
Las concentraciones de SST en promedio de la estación 2 se pueden clasificar como una concentración débil, los valores de SST en promedio de la estación 3 demuestran que la estación contiene aguas residuales domésticas con concentraciones de SST entre media y débil, mientras que los valores elevados de SST en promedio de la estación 1 demuestra que tiene presencia de aguas residuales domesticas con concentración de SST fuerte (UNIVALLE, 2009).

Aplicando el Índice ICOSUS (Índice de Contaminación por Solidos Suspendidos) a los datos históricos de SST de las tres estaciones, se puede decir que para la estación 1 con un valor de ICOSUS = 1,6 se presentan aguas muy contaminadas, mientras que las estaciones 2 y 3 tienen valores ICOSUS de 0,1 y 0,3 respectivamente, lo que indica una baja contaminación en las aguas (CAR – EPAM S.A. ESP, 2016).

6.4.7. Cloruros

Los cloruros ocupan el tercer lugar en porcentaje de los aniones en el agua, ya que están representados por lo regular en forma de cloruro de sodio, estos expresan en gran parte la salinidad, su concentración es quizá el parámetro que más influye en la distribución de los organismos acuáticos, por cuanto estos tienen que vencer la presión osmótica (ROLDÁN & RAMÍREZ, 2008).

Gráfica 17. Datos Históricos de Cloruros



Autores.

La tendencia de Cloruros en las tres estaciones es variable como se muestra en la gráfica 17, a pesar de esto, las tres estaciones de las que se tienen los datos históricos han cumplido los criterios de calidad de acuerdo a los valores del máximo valor permisible (250 mg/L) para Cloruros del Acuerdo 43 de 2006. Sin embargo, las tres estaciones presentaron altos niveles de conductividad, lo que refleja alta productividad en términos de biomasa y por ende baja diversidad de familias (ROLDÁN & RAMÍREZ, 2008).

Los más bajos niveles de cloruros se dan época de lluvias, pues en estas circunstancias se genera un efecto de dilución en la concentración de cloruros (UNIVALLE, 2009), ya que, en promedio los valores de cloruros en las muestras de sequía fueron mayores en comparación con los valores de las muestras tomadas en época de lluvias.

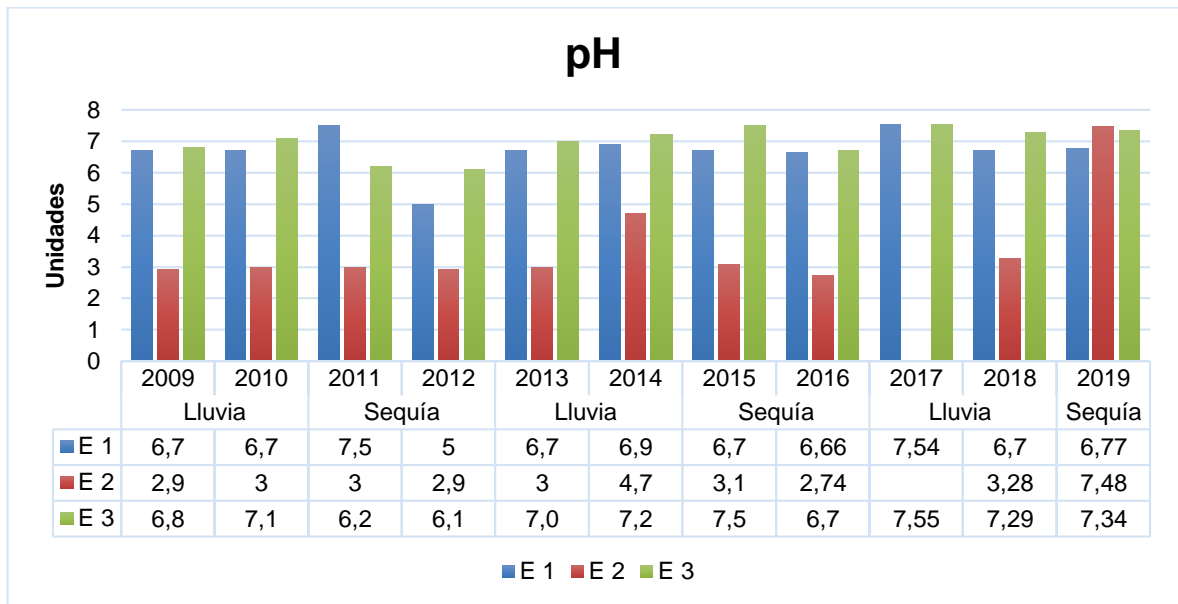
6.4.8. pH

Es la medida del carácter ácido, neutro o alcalino del agua. Las normas sugieren que debe estar cercano a 7 unidades, es decir neutro (UNIVALLE, 2009). Los rangos típicos de pH para aguas superficiales esta entre 5,0 y 9,0.

La fotosíntesis y la respiración son dos fenómenos biológicos antagónicos, pero íntimamente relacionados; pues cuando se realiza la fotosíntesis disminuye el CO₂ libre y comienza a aparecer el bicarbonato y el carbonato generando un cambio en el pH del agua hacia el lado básico, por otro lado, en la respiración se presenta el fenómeno contrario generando un cambio en el pH del agua hacia el lado ácido (ROLDÁN, 2012).

El pH afecta los procesos fisicoquímicos y biológicos del interior del cuerpo de agua y en consecuencia cualquier variación del mismo puede generar desequilibrios de la biota acuática (UNIVALLE, 2009).

Gráfica 18. Datos Históricos Estación de pH



Autores.

En las tres estaciones se tuvo una tendencia constante del rango de pH con sus respectivas variaciones por cada estación como se muestra en la gráfica 18. Las estaciones 1 y 3 presentaron pH dentro los rangos típicos para aguas superficiales durante los años 2009 a 2018; por otro lado, la estación 2 presentó acidez a lo largo de estos años con rangos de pH entre 2,74 y 3,28, lo cual puede perjudicar la flora y fauna de esta estación, debido a que en los ecosistemas con pH menores que 3 aumentan las concentraciones de ácidos orgánicos disueltos de H_2SO_4 , HNO_3 , y ácido oxálico, además del H_2CO_3 que se forma por acción de los microorganismos acuáticos; cuando estos ácidos se disocian, aumenta la concentración de H^+ y disminuye el pH (ROLDÁN & RAMÍREZ, 2008).

La acidez que se presentó durante los años 2009 a 2018 en la estación 2 disminuyen la capacidad Buffer del agua, afectando drásticamente las familias acuáticas mostrando la disminución de macroinvertebrados acuáticos y produciendo el cambio de poblaciones de bacterias a poblaciones de hongos, disminuye la productividad primaria del medio en un proceso llamado oligotrofización (se refiere a los cuerpos de agua con baja concentración en nutrientes), disminuye la descomposición de la celulosa y la concentración de oxígeno (SALAZAR, 2006). Adicionalmente, comparando el promedio de los resultados de nutrientes en las tres estaciones, se demuestra que históricamente los nutrientes son más bajos en la estación 2 en comparación a las estaciones 1 y 3.

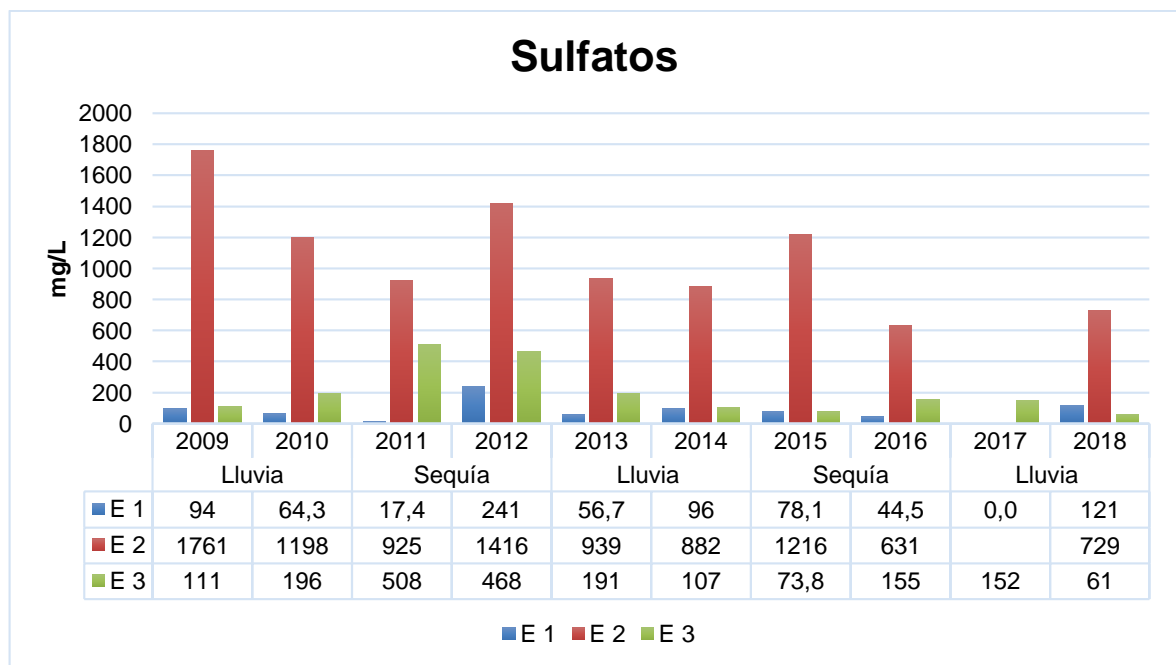
Es probable que el pH en la estación 2 aumentara en el último análisis de parámetros fisicoquímicos del año 2019 por el aumento en los niveles de nutrientes (nitrógeno y fósforo), así como de la materia orgánica que se refleja por los niveles de DBO. Cabe resaltar que durante los muestreos realizados en el año 2018 donde se tenía pH ácidos, los macroinvertebrados dominantes en esta estación fueron de la familia *Chironomidae* y *Culicidae*, demostrando que esta familia tiene un alto grado de adaptabilidad a condiciones de pH ácidos.

Se puede decir, que actualmente se obtuvo pH neutro en las estaciones de estudio sin variaciones significativas de una estación a otra en el último análisis fisicoquímico del año 2019.

6.4.9. Sulfatos

La forma más común como se encuentra el azufre en el agua es ion sulfato. El sulfato entra al agua con la lluvia y por disolución de rocas que contengan compuestos como CaSO_4 y FeS_2 . Los sulfatos son los aniones más importantes en el agua después de los carbonatos (ROLDÁN & RAMÍRES, 2008).

Gráfica 19. Datos Históricos de Sulfatos



Autores.

En la gráfica 19 se puede apreciar que la tendencia de las estaciones 1 y 3 es constante para los sulfatos, además se mantienen dentro del máximo valor permisible (400 mg/L) para Sulfatos del Acuerdo 43 de 2006, con excepción de los años 2011 y 2012 correspondientes a la toma de muestras en época de sequía de la estación 3. Por otro lado, la estación 2 ha sobre pasado los valores de la norma en todos los años registrados; asimismo, teniendo en cuenta que esta estación presento los valores más bajos de pH por debajo de 3, es posible que se presente ácido sulfhídrico (H₂S) en grandes concentraciones causando grandes problemas de corrosión y olor (Roldán Pérez & Ramírez Restrepo , 2008).

7. ÍNDICE BIÓTICO BMWP/Col (The Biological Monitoring Working Party para Colombia)

El Índice Biological Monitoring Working Party (BMWP) fue creado en Inglaterra en 1970, como un método simple y rápido para evaluar la calidad del agua usando los macroinvertebrados como bioindicadores. Roldan en el año 2003 propone la aplicación del índice BMWP para Colombia bajo el nombre BMWP/Col (Instituto A. Von Humboldt, 2005).

Para determinar el valor del índice BMWP/Col, se atribuye a cada familia de macroinvertebrados acuáticos un valor determinado de acuerdo con su tolerancia a la contaminación que va de 1 a 10, de manera que las familias más tolerantes obtienen una menor puntuación que aquellas que requieren una mejor calidad de las aguas en las que viven. La suma de los valores obtenidos para cada familia en las estaciones de muestreo determina su grado de contaminación (Instituto A. Von Humboldt, 2005).

Por ende, se realizó la caracterización de la calidad del agua del humedal Gualí en las tres estaciones de estudio y se evaluó adicionalmente con el índice BMWP/Col ya que es sencillo y rápido para evaluar la calidad del agua utilizando los macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores. Los puntajes asignados a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos para el índice BMWP/Col se presentan en la tabla 8, así como las familias halladas en el presente estudio señaladas en negrilla.



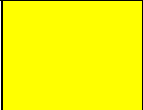


Tabla 8. Puntajes asignados a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del BMWP/Col

| Familia | Valor |
|--|--------------|
| <i>Anomalopsychidae, Atriplectididae, Blepharoceridae, Calamoceratidae, Ptilodactylidae, Chordodidae, Gomphidae, Hydridae, Lampyridae, Lymnessiidae, Odontoceridae, Oligoneuriidae, Perlidae, Polythoridae, Psephenidae.</i> | 10 |
| <i>Ampullariidae, Dytiscidae, Ephemeridae, Euthyplociidae, Gyrinidae, Hydraenidae, Hydrobiosidae, Leptophebiidae, Philopotamidae, Polycentropodidae, Polymitararcyidae, Xiphocentronidae.</i> | 9 |
| <i>Gerridae, Hebridae, Helicopsychidae, Hydrobiidae, Leptoceridae, Lestidae, Palaemonidae, Pleidae, Pseudothelphusidae, Saldidae, Simuliidae, Veliidae.</i> | 8 |
| <i>Baetidae, Caenidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Corixidae, Dixidae, Dryopidae, Glossossomatidae, Hyalellidae, Hydropsychidae, Hydroptilidae, Leptohiphidae, Naucoridae, Notonectidae, Planariidae (Dugesiidae), Psychodidae, Scirtidae.</i> | 7 |
| <i>Aeshnidae, Ancyliidae, Corydalidae, Elmidae, Libellulidae, Limnichidae, Lutrochidae, Megapodagrionidae, Sialidae, Staphylinidae.</i> | 6 |
| <i>Belostomatidae, Gelastocoridae, Mesoveliidae, Nepidae, Planorbiidae, Pyralidae, Tabanidae, Thiaridae.</i> | 5 |
| <i>Chrysomelidae, Stratiomyidae, Haliplidae, Empididae, Dolichopodidae, Sphaeridae, Lymnaeidae, Hydrometridae, Noteridae.</i> | 4 |
| <i>Ceratopogonidae, Glossiphonidae, Cyclobdellidae, Hydrophilidae, Physidae, Tipulidae.</i> | 3 |
| <i>Culicidae, Chironomidae, Muscidae, Sciomyzidae, Syrphidae.</i> | 2 |
| <i>Tubificidae.</i> | 1 |

Roldan, 2003.

Fue posible determinar la calidad del agua del humedal Gualí con base en los valores del sistema BMWP/Col para las comunidades de los macroinvertebrados bentónicos presentes en el humedal. En la tabla 9 se muestran las clases de calidad, los rangos de calidad, los valores BMWP/Col, sus significados y colores establecidos para este índice.

Tabla 9. Clase, Calidad, Valor, significado y colores del Índice BMWP/Col y BMWP/Cu

| Clase | Calidad | Valor BMWP/Col | Significado | Color |
|-------|-------------|------------------|----------------------------------|---|
| I | Buena | ≥ 150, 101 - 120 | Aguas muy limpias a limpias |  |
| II | Aceptable | 61 – 100 | Aguas ligeramente contaminadas |  |
| III | Dudosa | 36 – 60 | Aguas moderadamente contaminadas |  |
| IV | Critica | 16 – 35 | Aguas muy contaminadas |  |
| V | Muy Critica | < 15 | Aguas fuertemente contaminadas |  |

Roldan, 2003; Bohórquez, 1997.

En la tabla 10 se muestran las familias de macroinvertebrados acuáticos hallados en espacio y tiempo en el humedal Gualí para la Temporada de Lluvia y en la tabla 11 para la Temporada de Sequía.

Tabla 10. Familias de macroinvertebrados acuáticos durante el estudio en el humedal Gualí en época de Lluvias

| Periodos de Muestreo y Estaciones en Época de Lluvias | | | | | | | | | | |
|---|------------------------|---------|----|----|---------|----|----|----------|----|----|
| Macroinvertebrados acuáticos | | Mayo/18 | | | Mayo/18 | | | Junio/18 | | |
| Orden | Familia | E1 | E2 | E3 | E1 | E2 | E3 | E1 | E2 | E3 |
| <i>Díptera</i> | <i>Chironomidae</i> | | X | X | X | X | | X | X | X |
| | <i>Culicidae</i> | X | X | | X | X | X | X | X | X |
| | <i>Syrphidae</i> | | X | | | | | | X | |
| | <i>Psychodidae</i> | | | X | | | X | | | X |
| | <i>Ceratopogonidae</i> | | X | | | X | | | | |
| | <i>Tipulidae</i> | | X | | | | | | | |
| <i>Coleoptera</i> | <i>Scirtidae</i> | X | | | | | | X | | |
| | <i>Elmidae</i> | X | | | X | | | X | | |
| | <i>Veliidae</i> | X | | | X | | | X | | |
| <i>Tricladida</i> | <i>Dugesidae</i> | | X | X | X | X | | X | | X |
| <i>Basommatophora</i> | <i>Physidae</i> | X | | | X | X | X | | X | |
| <i>Amphipoda</i> | <i>Hyaellidae</i> | X | | | X | | | X | | |

Autores

Tabla 11. Familias de macroinvertebrados acuáticos durante el estudio en el humedal Gualí en época de Sequia

| Periodos de Muestreo y Estaciones en Época de Sequia | | | | | | | | | | |
|--|------------------------|----------|----|----|----------|----|----|----------|----|----|
| Macroinvertebrados acuáticos | | Junio/18 | | | Julio/18 | | | Julio/18 | | |
| Orden | Familia | E1 | E2 | E3 | E1 | E2 | E3 | E1 | E2 | E3 |
| <i>Díptera</i> | <i>Chironomidae</i> | X | X | X | X | X | X | | X | X |
| | <i>Culicidae</i> | | X | X | X | X | | X | X | X |
| | <i>Syrphidae</i> | | | | | | | | X | |
| | <i>Psychodidae</i> | | | X | | | | | | X |
| | <i>Ceratopogonidae</i> | | X | | | X | | | | |
| | <i>Tipulidae</i> | | X | | | | | | X | |
| <i>Coleoptera</i> | <i>Scirtidae</i> | | | | X | | | | X | |
| | <i>Elmidae</i> | X | | | | | | X | | |
| | <i>Veliidae</i> | X | | | X | | | | | |
| <i>Tricladida</i> | <i>Dugesidae</i> | X | X | X | | | X | X | X | |
| <i>Basommatophora</i> | <i>Physidae</i> | X | | | X | X | X | X | | |
| <i>Amphipoda</i> | <i>Hyalellidae</i> | X | | | X | | | X | | |

Autores

Las familias que se presentaron con mayor abundancia en todo el estudio siendo dominantes en las estaciones 2 y 3, pero con una baja presencia en la estación 1 fueron *Chironomidae* y *Culicidae* representando entre ambas el 57% del total de los individuos encontrados del orden *Díptera* como se mencionó anteriormente. La familia *Chironomidae* en estado larval presenta adaptaciones para sobrevivir en ambientes anoxigénicos (CAR – EPAM S.A. ESP, 2016), la familia *Culicidae* al igual que la anterior tiene la capacidad de vivir en aguas con abundante materia orgánica en descomposición y bajos niveles de oxígeno disuelto (Roldan, 2003), estas dos familias se encuentran en el valor 2 dentro del índice BMWP/Col, el cual quiere decir que son familias características de aguas muy contaminadas.

Tabla 12. Resultados BMWP/Col y BMWP/Cu para el humedal Gualí en época de Lluvias

| Muestreo | Estación | Clase BMWP/Col | Calidad BMWP/Col | Valor BMWP/Col | Color BMWP/Col | Clase BMWP/Cu | Calidad BMWP/Cu | Valor BMWP/Cu | Color BMWP/Cu |
|----------|----------|----------------|------------------|----------------|----------------|---------------|-----------------|---------------|---------------|
| Abril/18 | E 1 | IV | Critica | 33 | | IV | Critica | 27 | |
| | E 2 | IV | Critica | 19 | | IV | Critica | 19 | |
| | E 3 | IV | Critica | 16 | | V | Muy Critica | 14 | |
| Mayo/18 | E 1 | IV | Critica | 35 | | IV | Critica | 31 | |
| | E 2 | IV | Critica | 17 | | IV | Critica | 16 | |
| | E 3 | V | Muy critica | 12 | | V | Muy critica | 12 | |
| Junio/18 | E 1 | III | Dudosa | 39 | | IV | Critica | 31 | |
| | E 2 | V | Muy critica | 9 | | V | Muy critica | 9 | |
| | E 3 | IV | Critica | 18 | | IV | Critica | 16 | |

Autores

Tabla 13. Resultados BMWP/Col y BMWP/Cu para el humedal Gualí en época de Sequia

| Muestreo | Estación | Clase BMWP/Col | Calidad BMWP/Col | Valor BMWP/Col | Color BMWP/Col | Clase BMWP/Cu | Calidad BMWP/Cu | Valor BMWP/Cu | Color BMWP/Cu |
|----------|----------|----------------|------------------|----------------|----------------|---------------|-----------------|---------------|---------------|
| Junio/18 | E 1 | IV | Critica | 33 | | IV | Critica | 29 | |
| | E 2 | IV | Critica | 17 | | IV | Critica | 17 | |
| | E 3 | IV | Critica | 18 | | IV | Critica | 16 | |
| Julio/18 | E 1 | IV | Critica | 29 | | IV | Critica | 24 | |
| | E 2 | V | Muy critica | 10 | | V | Muy critica | 11 | |
| | E 3 | V | Muy critica | 12 | | V | Muy critica | 10 | |
| Enero/19 | E 1 | IV | Critica | 25 | | IV | Critica | 21 | |
| | E 2 | IV | Critica | 23 | | IV | Critica | 18 | |
| | E 3 | V | Muy critica | 11 | | V | Muy critica | 11 | |

Autores

Tabla 14. Resultados promedio del índice BMWP/Col y BMWP/Cu para el humedal Gualí

| Estación | Clase BMWP/Col | Calidad BMWP/Col | Valor BMWP/Col | Color BMWP/Col | Clase BMWP/Cu | Calidad BMWP/Cu | Valor BMWP/Cu | Color BMWP/Cu |
|----------|----------------|------------------|----------------|----------------|---------------|-----------------|---------------|---------------|
| E 1 | IV | Critica | 32 | | IV | Critica | 27 | |
| E 2 | IV | Critica | 16 | | V | Muy Critica | 15 | |
| E 3 | V | Muy Critica | 15 | | V | Muy Critica | 13 | |

Autores

En la temporada de lluvia se presentó en la estación 1 calidad del agua Crítica clase IV y en la última fecha de muestreo subió a calidad de agua dudosa clase III de acuerdo a al índice BMWP/Col para el humedal Gualí como se muestra en la tabla 12; por otro lado, tanto la estación 2 como la estación 3 presentaron calidad del agua Crítica y Muy Crítica de clase IV y V respectivamente.

En la temporada de sequía se presentó en la estación 1, calidad del agua Crítica clase IV durante todos los muestreos que se realizaron, y en la estación 2 y 3 se presentó calidad del agua Crítica clase IV y Muy Crítica clase V. De acuerdo a los resultados obtenidos, se encontró que en época de lluvia el humedal tiene mejores condiciones de calidad del agua que en época de sequía, probablemente a las altas precipitaciones y el aumento del caudal que genera la dilución de los contaminantes en el cuerpo hídrico.

En cuanto a los índices de biodiversidad la estación 1 presenta los mejores puntajes de diversidad y riqueza de macroinvertebrados acuáticos lo que se relaciona con mejores condiciones de calidad de agua en comparación con las otras dos estaciones, dichos resultados coinciden a su vez con los obtenidos en el índice BMWP/Col y los datos históricos de los parámetros fisicoquímicos, donde se evidencia que la estación más contaminada es la 3, y la que mejores condiciones presenta es la 1.

En la estación 1 se hallaron 8 familias y se obtuvo un valor promedio de 32 del índice BMWP/Col como se muestra en la tabla 14, de acuerdo a este puntaje se determina que la estación 1 tiene una calidad de agua Crítica con “aguas muy contaminadas” clase IV representada por el color naranja. El puntaje de esta estación es el más alto debido a la presencia de familias como *Veliidae* de puntaje 8 y la familia *Elmidae* de puntaje 6, las cuales aparecieron únicamente en esta estación, las familias *Hyalellidae*, *Scirtidae* y *Dugesiidae* de puntaje 7, pero también se encontraron familias con puntajes inferiores como *Physidae* de puntaje 3 y las familias *Chironomidae* y *Culicidae* de puntaje 2. La presencia inusual de familias con puntajes altos y bajos en esta estación puede deberse a que las familias con puntajes superiores, hayan presentado una serie de adaptaciones al ecosistema actual, desarrollando resiliencia a las condiciones adversas del hábitat.

En la estación 2 se hallaron 8 familias y se obtuvo un valor promedio de 16 del índice BMWP/Col muy cercano a obtener un tipo de agua clase V como se muestra en la tabla 14, sin embargo, de acuerdo a este puntaje se determina que la estación 2 tiene una calidad de agua Crítica con “aguas muy contaminadas” clase IV representada por el color naranja. A pesar de que en esta estación se halló el mismo número de familias que en la estación 1 así como la misma clase y calidad del agua,

en esta estación se presentaron las familias *Chironomidae*, *Shyrphidae* y *Culicidae* correspondientes a un puntaje 2 del BMWP/Col, las familias *Physidae*, *Tipulidae* y *Ceratopogonidae* correspondientes a un puntaje 3 dentro del BMWP/Col, y las familias *DugesIIDae* y *Scirtidae* correspondientes a un puntaje 7 del BMWP/Col para el humedal Gualí; por lo tanto la calidad del agua en esta estación es de aguas muy contaminadas tendiente a ser fuertemente contaminada (ROLDÁN, 2003) pues se presentan familias con puntajes bajos del índice y que tienen la capacidad de vivir bajo condiciones de abundante materia orgánica en descomposición dadas por los vertimientos que se han presentado en esta estación durante los últimos años.

En la estación 3 se hallaron 5 familias y se obtuvo un valor promedio de 15 del índice BMWP/Col como se muestra en la tabla 14, de acuerdo a este puntaje se determina que la estación 3 tiene una calidad de agua Muy Crítica con “aguas fuertemente contaminadas” clase V representada por el color rojo, siendo el valor más bajo del índice aplicado. Las familias *Psychodidae* y *DugesIIDae* presentes en esta estación tienen una valoración de 7 según el índice, sin embargo, estas familias solo representan el 27% del total de los individuos hallados durante los muestreos en esta estación, por su parte la familia *Physidae* que tiene una valoración de 3 en el índice BMWP/Col representa únicamente el 7% de los individuos totales hallados y las familias *Chironomidae* y *Culicidae* las cuales tienen un puntaje de 2 en el índice y representan el 66% del total de los individuos hallados.

Las estaciones de estudio no presentan macroinvertebrados acuáticos que se sean indicadores de buena calidad del agua, exceptuando algunas familias que se encontraron en la estación 1 como *Veliidae* con solo la presencia del 3% del total de los individuos registrados y un valor BMWP/Col de 8, *Hyalellidae* con la presencia del 6% del total de los individuos registrados y un valor BMWP/Col de 7 y *Elmidae* con la presencia del 3% del total de los individuos registrados y un valor BMWP/Col de 6 como se muestra en la gráfica 1 en comparación con las demás familias halladas que tienen una calificación 2 del índice BMWP/Col especialmente las familias *Chironomidae* con una abundancia del 31% y *Culicidae* con una abundancia del 26%, estas dos familias tienen un valor BMWP/Col 2.

Cabe destacar que la familia *DugesIIDae* de valor BMWP/Col de 7 se presentó en las 3 estaciones de estudio especialmente bajo la presencia abundante de macrófitas como el Buchón de Agua con un 10% del total de los individuos registrados, siendo la familia más abundante después de *Chironomidae* y *Culicidae* seguida de la familia *Physidae* con una representación del 8% total de los individuos, la cual se presentó en las tres estaciones de estudio, sin embargo, a diferencia de la familia *DugesIIDae* esta familia tiene un valor BMWP/Col de 3, y según este puntaje se refiere a aguas contaminadas (ROLDAN, 2003).

El índice BMWP/Col caracterizó la estación 1 en general como “aguas muy contaminadas” y las estaciones 2 y 3 como “aguas muy contaminadas” tendientes a “aguas fuertemente contaminadas”, indicando que las aguas del humedal Gualí han sufrido de fuertes intervenciones antrópicas.

8. APLICACIÓN DEL ÍNDICE BMWP/Cu (adaptado para Cundinamarca).

Tabla 15. Puntajes asignados a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del BMWP/Cu

| Familia | Valor |
|--|-------|
| <i>Gonphidae, Hydridae, Lampyridae, Lymnessiidae, Odontoceridae, Oligoneuridae, Helicopscichidae, Calamoceratidae, Leptoceridae, Leptoflebiidae, Chordodidae, Polithoridae, Pcephenidae, Ptylodactylidae, Pcephenidae.</i> | 10 |
| <i>Blephaloceridae, Dyticidae, Euthyplociidae, Gyrinidae, Hydrobiocidae, Polycentropodidae, Policentropodidae, Xiphocentronidae.</i> | 9 |
| <i>Ebridae, Hydrobiidae, Lestidae, Pleidae, Pseudothelpusidae, Saldidae, Veliidae, Gerridae, Phhylopotamidae, Trichodactilidae,</i> | 8 |
| <i>Caenidae, Calopterygidae, Simulidae, Corixidae, Dixidae, Driopidae, Glossossomatidae, Leptohyphidae, Naucoridae, Notonectidae, Psychodidae.</i> | 7 |
| <i>Ancylidae, Hydroptilidae, Hyaellidae, Corydalidae, Libellulidae, Limnychidae, Coenagrionidae, Neritidae, Pilidae, Lutrochidae, Megapodagrionidae, Staphilinidae.</i> | 6 |
| <i>Planariidae (Dugesiidae), Aeshnidae, Hydropsychidae, Belostomatidae, Gelastocoridae, Nepidae, Planorbiidae, Elmidae, Pyralidae, Tabanidae, Thiaridae, Pleuroceridae.</i> | 5 |
| <i>Chrysomelidae, Mesobelidae, Stratiomidae, Dolichopodidae, Sphaeridae, Baetidae, Aleurodidae, Tipulidae, Lymnaeidae, Ceratopogonidae.</i> | 4 |
| <i>Hirudinea, Phcidae, Hydrometridae, Hydrophilidae, Physidae, Scirtidae.</i> | 3 |
| <i>Culicidae, Chironomidae, Syrphidae.</i> | 2 |

Bohórquez, 1997.

En la temporada de lluvia hubo algunas variaciones aplicando el índice BMWP/Cu con respecto al índice BMWP/Col, de tal manera que se presentó en la estación 1 calidad del agua Crítica clase IV de acuerdo al índice BMWP/Cu para el humedal Gualí como se muestra en la tabla 12; la estación 2 presentó calidad del agua Crítica clase IV en los dos primeros muestreos y calidad de agua Muy Crítica de clase V en el último muestreo, caso contrario de la estación 3, pues presentó calidad del agua

Muy Crítica clase V en los dos primeros muestreos y calidad de agua Crítica clase V.

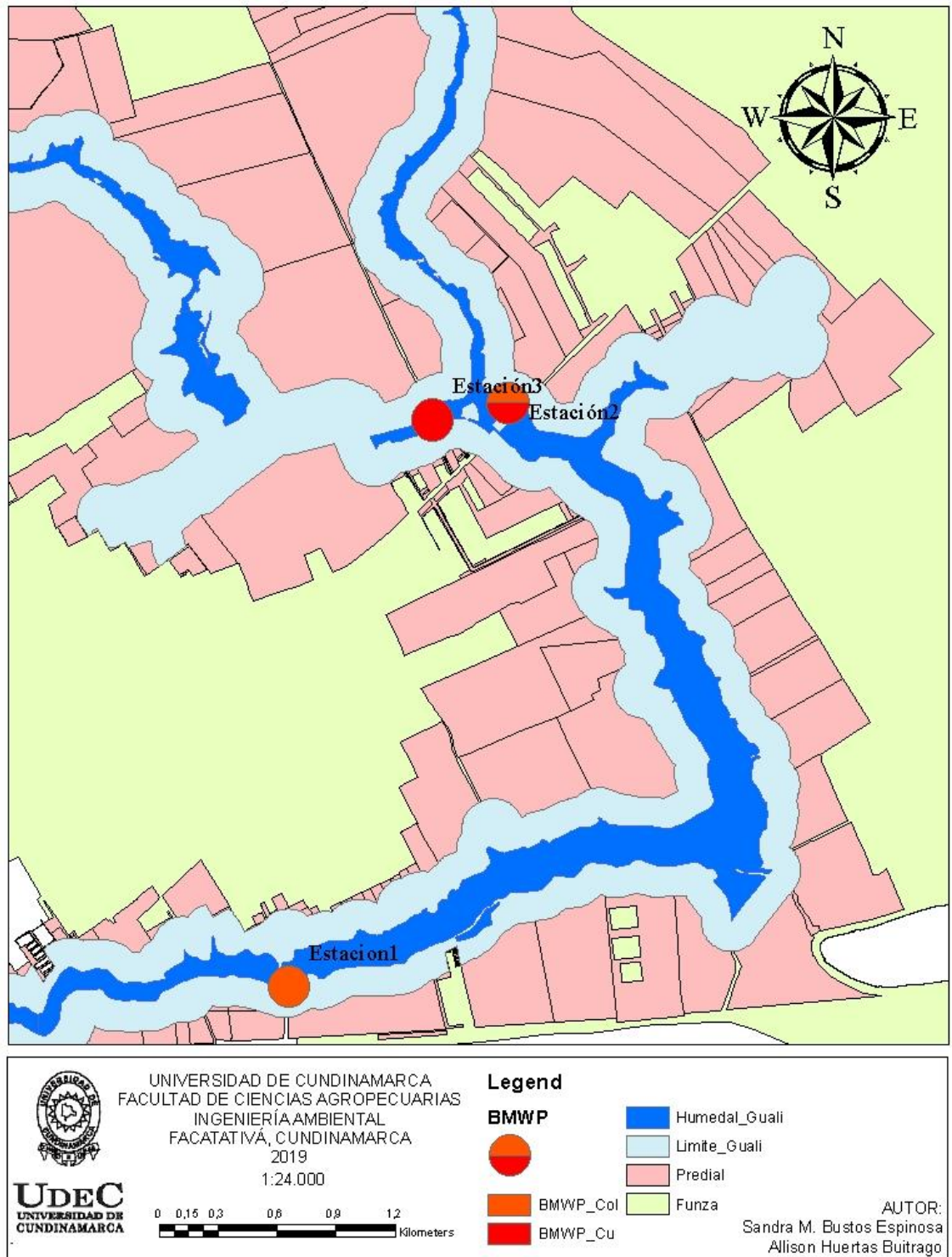
En la temporada de sequía el índice BMWP/Cu se comportó de igual manera que el índice BMWP/Col en temporada de sequía con pequeñas variaciones, de tal manera que los valores son más bajos como se muestra en la tabla 13.

En la estación 1 se obtuvo un valor promedio de 27 del índice BMWP/Cu como se muestra en la tabla 14, de acuerdo a este puntaje se determina que la estación 1 tiene una calidad de agua Crítica con “aguas muy contaminadas” clase IV representada por el color naranja al igual que el resultado dado por índice BMWP/Col a pesar de que su valorización es más baja. El puntaje de esta estación es debido a que las familias que se presentaron en esta zona del humedal corresponden a las puntuaciones más altas para este estudio con la presencia de la familia *Veliidae* de puntaje 8, la familia *Hyaletidae* que en este caso tiene un puntaje de 6, le siguen las familias *Elmidae* y *Dugesidae* las cuales descendieron a un puntaje de 5 en este índice, asimismo se presentaron las familias *Scirtidae* (su puntaje descendió) y *Physidae* de puntaje 3 y las familias *Chironomidae* y *Culicidae* que en el índice BMWP/Cu siguen con un puntaje de 2.

En la estación 2 se obtuvo un valor promedio de 15 del índice BMWP/Cu como se muestra en la tabla 14, esto quiere decir que bajo este índice la estación 2 tiene una calidad de agua Muy Crítica de “aguas fuertemente contaminadas” clase V representada por el color rojo. A pesar de que en esta estación se halló el mismo número de familias que en la estación 1, en esta estación se presentaron las familias *Chironomidae*, *Shyrphidae* y *Culicidae* correspondientes a un puntaje 2 del BMWP/Cu, las familias *Tipulidae* y *Ceratopogonidae* con un valor de 4 las cuales ascendieron dentro de este índice, le sigue la familia *Physidae* puntaje 3 dentro del BMWP/Cu, la familia *Dugesidae* descendió con un puntaje de 5 dentro de este índice y la familia *Scirtidae* que correspondiente a un puntaje 3 dentro del BMWP/Cu; por lo tanto la calidad del agua en esta estación es fuertemente contaminada aplicando este método a diferencia del índice BMWP/Col.

En la estación 3 se obtuvo un valor promedio de 13 del índice BMWP/Cu como se muestra en la tabla 14, de acuerdo a este puntaje se determina que la estación 3 tiene una calidad de agua Muy Crítica con “aguas fuertemente contaminadas” clase V representada por el color rojo, siendo el valor más bajo para el índice BMWP/Cu al igual que el índice BMWP/Col. La familia *Psychodidae* tienen una valoración de 7 para los dos índices, la familia *Dugesidae* tiene una valoración de 5 para el índice BMWP/Cu, la familia *Physidae* tiene una valoración de 3 en ambos índices al igual que las familias *Chironomidae* y *Culicidae* las cuales tienen un puntaje de 2.

Imagen 10. Mapa de la calidad del agua en las tres estaciones de estudio del humedal Gualí, Funza – Cundinamarca.



Autores

Aplicando los índices BMWP/Col y BMWP/Cu se puede decir que en los resultados finales no se presentaron cambios significativos en la estación 1 ni en la estación 3, pues con la aplicación de los dos índices el resultado final fue el mismo, calidad del agua Crítica clase IV para la estación 1, la cual se marca únicamente con el color naranja como aparece en la imagen 10 y calidad de agua Muy Crítica de clase V para la estación 3, la cual se marca únicamente con el color rojo. Por otro lado, en la estación 2 el resultado final aplicando el índice BMWP/Col fue una calidad de agua Crítica clase IV y aplicando el BMWP/Cu dio como resultado calidad de agua Muy Crítica de clase V, esto debido a las variaciones en los valores para este índice que se les da a las familias de macroinvertebrados acuáticos, por esta razón, en la estación 2 se marca con dos colores para la calidad del agua indicando estos resultados.

CONCLUSIONES

El humedal Gualí en términos generales cuenta con una calidad de agua bastante baja y un espejo de agua totalmente eutrofizado, principalmente por la cantidad de nutrientes y materia orgánica que llega al humedal de descargas de aguas residuales domésticas e industriales. Las familias de macroinvertebrados encontradas con mayor abundancia y dominancia en las 3 estaciones de monitoreo aducen igualmente a condiciones de baja calidad de agua aplicando el índice BMWP/Col, ya que son organismos altamente tolerantes a la contaminación, como lo es *Culicidae*, *Chironimidae*, *Physidae* y *Dugesiidae*.

De acuerdo a los índices de riqueza, diversidad y dominancia se obtienen valores muy bajos, lo que indica una afectación en la dinámica poblacional de un ecosistema saludable, especialmente en la estación de monitoreo 3 no sólo se refleja un valor alto en la dominancia de la familia *Chironimidae* si no que los parámetros fisicoquímicos arrojan valores muy por encima del límite para aguas residuales, es posible a manera de hipótesis que estos organismos incluso hayan desarrollado un nivel de resistencia a estas condiciones, ya que son adversas incluso para este tipo de organismos.

Una de las características en común que presentaron las familias de macroinvertebrados acuáticos *Chironomidae*, *Culicidae* y *Physidae* hallados especialmente en las estaciones 2 y 3, es su alta capacidad para permanecer en concentraciones bajas de oxígeno disuelto, puesto que fue un parámetro persistente en las estaciones de estudio.

Las actividades antrópicas y la creciente urbanización han logrado repercutir de forma negativa la estructura y equilibrio ecológico del humedal, que se ve reflejado esencialmente en las condiciones de calidad de agua y en la baja diversidad y riqueza de insectos acuáticos encontrados, puesto que la modificación del hábitat natural es un factor influyente sobre estas comunidades. Los ambientes con hábitats saludables pueden soportar un mayor número de especies, pues pueden ofrecer más recursos habitacionales y alimenticios lo que evita la aparición de especies dominantes o la pérdida de grupos y el aumento de otros ya sea por la ausencia de depredadores o por la disminución de la competencia de algún nicho específico.

Es importante destacar, que las condiciones generales del humedal en términos de calidad del agua, se encuentra en estado crítico, se demuestra que con el tiempo persisten e incluso aumentan los contaminantes, obligando a las especies a generar

mecanismos de adaptación en condiciones adversas o incluso llevándolas a su exterminio.

La aplicación del índice BMWP/Col y BMWP/Cu arrojan resultados similares, que además coinciden con el análisis histórico de los parámetros fisicoquímicos, por lo que es una metodología aplicable y de fácil implementación para realizar futuros monitoreos al humedal Gualí, cabe aclarar que en términos generales usando el índice BMWP/Cu los resultados en las valoraciones numéricas de calidad de agua para cada estación fueron menores que en el índice BMWP/Col.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACEVEDO, J., VALDEZ, I., & POGGI, H. (2006). ¿Cómo medir la diversidad?. Ecatepec de Morelos, Estado de México: TESE.

A KOLKWITS, R. & MARSSON (1902), Fundamental para la evaluación biológica del agua en el parque acuático Flora y Fauna. Mediación de la calidad del agua.

ARISTIZABAL, H & GARCÍA (2017), Hemipteros acuáticos y semiacuáticos del neotrópico.

ALBA-TERCEDOR, J. (1996), Macroinvertebrados Acuáticos y calidad de las aguas de los ríos, IV simposio de la calidad del agua en Andalucía, Almería

ALVAREZ L. (2005), metodología para la utilización de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt Bogotá, D.C., 2005.

ÁLVAREZ, & PÉREZ, L. (2007). Evaluación de la calidad de agua mediante la utilización de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca del Yeguaré, Honduras: Tesis. Zamorano, Honduras: Escuela Agrícola Panamericana

ANGELIER, E. (2002). Ecología de las aguas corrientes. Editorial Acribia S. A., Zaragoza, España.

BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D. & STRIBLING, J.B., (1999) Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. US EPA, Office of Water, Washington DC, USA.

BARRERA ALFONSO, M. & MONROY MORA, B. (2015). Evaluación de la calidad del agua en la quebrada la esmeralda (Bojacá, Cundinamarca) por medio de macroinvertebrados acuáticos, Universidad Distrital Francisco José De Caldas Facultad De Medio Ambiente Y Recursos Naturales Tecnología En Saneamiento Ambiental Bogotá.

BONADA, N., VICENT, H., BERNHARD, S., (2005). Evolución del biomonitoreo de insectos acuáticos: un análisis comparativo de los enfoques recientes, Universidad de Barcelona, España.

CAR. (2011). Humedales del Territorio CAR. Bogotá, D.C. Imprenta Nacional de Colombia.

CAR – ENINCO S.A. (2017). DOCUMENTO COMPONENTE DIAGNOSTICO, Formulación del plan de manejo ambiental del distrito regional de manejo integrado (DMI) de los terrenos comprendidos por los humedales Gualí, Tres Esquinas y Laguna Funzhé, y su área de influencia directa ubicada en los municipios de Funza, Mosquera y Tenjo, Cundinamarca.

CAR - EPAM S.A. ESP. (2016). INFORME FINAL, Plan de Rehabilitación Humedal Gualí - Tres Esquinas - Lagunas Funzhé. Bogotá D.C.

CAR. (2006). Por el cual se establecen los objetivos de calidad del agua para la cuenca del río Bogotá a lograr en el año 2020. [43]. Disponible en: <https://www.car.gov.co/uploads/files/5ada10b9602b4.pdf>

CASTELLANOS, C. (2006). Los ecosistemas de humedales en Colombia, Universidad Industrial de Santander, Santander.

CHORDA, F. (2014). Biología de mosquitos (Diptera: Culicidae) en enclaves representativos de la Comunidad Valenciana. Programa de Doctorado en Parasitología Humana y Animal.

CAR, ENINCO S.A, ALCALDÍA DE FUNZA., (2017). Plan de Manejo Ambiental del Distrito Regional de Manejo Integrado (DMI) de los terrenos comprendidos por los humedales Gualí, Tres Esquinas y Lagunas de Funzhé, y su área de influencia directa ubicada en los municipios de Funza, Mosquera y Tenjo, Cundinamarca.

DOMINGUEZ, E., FERNANDEZ, H., (2009). Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.

ESPEJO, B, MAYORGA. (2017). Propuestas de gestión para la calidad hídrica del humedal Gualí – Tres Esquinas, en su brazo noroccidental, acorde a la evaluación de objetivos e índices de calidad. Funza, Cundinamarca.

ESPINOZA, A., VILLALBA-FORCADELL, C. E IBARRA, J., (2012). Caracterización de servicios ecosistémicos de humedales: regulación de la calidad de agua en el humedal del río salado, Paraguay. Boletín de la Red Iberoamericana y del Caribe de Restauración Ecológica.

GARCÍA, L. & JIMÉNEZ, F. (2006). Efectos del bosque ribereño y de las actividades antrópicas en las características físico-químicas y en poblaciones de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca del río Tascalapa, Honduras. Recursos Naturales y Ambiente.

GIRALDO, G. (2004). Bioindication of the water quality in currents of the high Andes. Application of the BMWP'/Col and BMWP'/Cu biologic monitoring indexes. Universidad Francisco José de Caldas.

GILLER, P. S. & B. MALMQVIST, (2000). The biology of streams and rivers. Oxford University Press, New York

GÓMEZ, A.; NARANJO, D.; MARTÍNEZ, A & GALLEGO, D., (2007) Calidad del agua en la parte alta de las cuencas Juan Cojo y el Salado (Girardot–Antioquia, Colombia).

GÓMEZ, M.F., MORENO, L.A., ANDRADE, G.I. Y RUEDA, C., (2015). Estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia, Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C., Colombia.

GONZALES, C. & ARANA, J. (2014). Métodos de colecta, identificación y análisis de comunidades biológicas: plancton, perifiton, bentos (macroinvertebrados) y necton (peces) en aguas continentales del Perú. Universidad Nacional Mayor de San Marcos Museo de Historia Natural Departamentos de Limnología e Ictiología.

GONZALES, E., & ROLDAN G., (2019). Monitoreo biológico de la calidad del agua en las Américas. IANAS La Red Interamericana de Academias de Ciencias. México. ISBN: 978-607-8379-33-0.

GUTIÉRREZ, F., ROSAS, K. & RAMÍREZ, A. (2013). Aquatic insects of Puerto Rico: a list of families. Dugesiana.

GUTIÉRREZ. M. E. (2017). Recolección y preservación de zooplancton y macroinvertebrados acuáticos, Recolección de Tejidos Biológicos para análisis Genéticos. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá.

HOBACK, & STANLEY (2001). Insects in hypoxia. Journal of Insect Physiology.

JACOBSEN, D., (1998). The effect of organic pollution on the macroinvertebrate fauna of ecuatorian highland streams. Hydrobiol.

KARR, J. (1991), Integridad biológica, un aspecto desde hace mucho tiempo descuidado de la gestión de los recursos hídricos. Aplicaciones Ecológicas.

KOLKWITZ, R. & MARSSON, W. (1908). Ecology of plant saprobia. Oekol.

LILIANA SALAZAR, L. (2006). Revisión y ajuste de los planes de manejo ambiental de los humedales de Neuta, Tierra Blanca, Laguna de La Herrera y humedal El Yulo de acuerdo con lo establecido en la resolución 157 de 2004 del MAVDT.

Corporación Autónoma Regional. Disponible en:
<https://www.car.gov.co/uploads/files/5ac7e6338f8b2.pdf>

LASSO, C., GUTIERREZ F., MORALES, D., PARRA, J., (2015). Humedales interiores de Colombia: identificación, caracterización y establecimiento de límites según criterios biológicos y ecológicos. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

MARONEZE, D.M.; TUPINAMBÁS, T.H.; FRANÇA, J.S.; CALLISTO, M. (2011). Efectos de la reducción de flujo y aliviaderos en la composición y estructura de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en un tramo de río brasileño.

McCARTHY J. F. & SHUGART L. R., (1990), Biomarkers of environmental contamination, New York.

METCALF, J. L. (1989), "Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status I, Europe".

MERRITT, R., CUMMINS, K., & BERG, M., (2008). Aquatic Insects of North America. Kendal Hunt, United States of America.

MINAMBIENTE. (2015). Colombia tiene más de 30 mil humedales. Abril 06, 2017, de MINAMBIENTE Disponible en:
<http://www.minambiente.gov.co/index.php/component/content/article/noticias/1659-se-revela-mapa-de-humedales-en-colombia>

MINAMBIENTE. (2016). Humedales de Colombia, fuente de vida. Mayo 11, 2017, de MINAMBIENTE Disponible en:
<http://www.minambiente.gov.co/index.php/noticias/2196-humedales-de-colombia-fuente-de-vida>

MOYA, C., VALDOVINOS, A. MORAGA, F. ROMERO, P. DEBELS & A. OYANEDEL. (2009). Patrones de distribución espacial de ensambles de macroinvertebrados bentónicos de un sistema fluvial Andino Patagónico. Revista Chilena de Historia Natural.

PARDO, I., ÁLVAREZ, M., CASAS, J., MORENO, J., VIVAS, S., BONADA, N., ALBA TERCEDOR, J., JÁIMEZ CUÉLLAR, P., MOYA, G., PRAT, N., ROBLES, S., PATRICK, R. (1949), Medida biológica propuesta de las condiciones del arroyo, basada en un estudio de la cuenca de Conestoga, Lacaster Conutry, Pennsylvania.

PAREDES, C., IANACONE, J. & ALVARIÑO, L. (2004). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos de la calidad de agua en dos ríos de Cajamarca y Amazonas, Perú.

PENNAK, R.W. (1978). Fresh-Water Invertebrates of the United States. 2nd Edition, Jhon Wiley Sons, New York.

PINILLA, A. (2000). Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá.

PONCE DE LEÓN, E. (2004), Humedales Designación de sitios Ramsar en territorios de grupos étnicos en Colombia, Primera Edición, abril de 2004, Santiago de Cali – Colombia, ISBN: 958-97402-2-7.

RAMSAR, (1971). CONVENCION SOBRE LOS HUMEDALES ¿Qué son los humedales? Documento informativo Ramsar No. 1. Irán. Disponible en: <https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/info2007sp-01.pdf>

RAMSAR, (1971). 9^o Reunión de la conferencia de partes contratantes en la convención sobre los humedales, Macro Integrado para el inventario, la evaluación y el monitoreo de humedales. (Resolución IX. 1 Anexo E). Disponible en: <https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/pdf/guide/guide-ifwiam-s.pdf>

REECE P. F., REYNOLDSON J. T., RICHARDSON J. S. & D. M. ROSENBERG. (2001). Implications of seasonal variation for biomonitoring with predictive models in the Fraser River catchment, British Columbia. Canadian Journal of Fisheries and Aquatics Sciences.

RIVERA, U.J.; CAMACHO, P.D.; BOTERO, B.A. (2008). Estructura numérica de la entomofauna acuática en ocho quebradas del departamento del Quindío-Colombia.

RIVERA, J. & PINILLA, G. (2013). Ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos y su relación con las variables físicas y químicas en el humedal de Jaboque – Colombia. Universidad Nacional de Colombia. ISSN 0366-5232.

ROCHA, Z. (2004). Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad de aguas. Cultura Científica.

ROLDÁN, G., BUILES, J. J., TRUJILLO, C. M. & SUÁREZ, A. (1973), Efectos de la contaminación industrial y doméstica sobre la fauna béntica del río Medellín. Actualidades Biológicas.

ROLDAN, G., (1992). Fundamentos de limnología neotropical. Universidad de Antioquia. Medellín.

ROLDÁN, G. (1988). Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Fondo FEN Colombia- Colciencias - Universidad de Antioquia, Editorial Presencia Ltda. Santafé de Bogotá.

ROLDÁN G. (2001), Estudio limnológico de los recursos hídricos del Parque de Piedras Blancas. Acad. Col. Cien. Exac. Fis. Nat. Colección Jorge Álvarez Ileras.

ROLDÁN, G. (2003), La bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Editorial Universidad de Antioquia, Medellín. Uso del Método BMWP/Col. Editorial Universidad de Antioquia.

ROLDÁN PÉREZ, G. & RAMÍREZ RESTREPO, J. (2008). Fundamentos de Limnología Neotropical. Medellín: Universidad de Antioquia.

ROLDÁN PÉREZ, G. (2012). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua. Bogotá, D.C. Imprenta Nacional de Colombia.

ROLDAN PEREZ (2016), Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica, Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales el 6 de abril de 2016.

SÁNCHEZ, J. (2009). Biología de la alimentación de la trucha común (*Salmo trutta* linné, 1758) en los ríos de Galicia. Universidad de Santiago de Compostela.

SERMEÑO-CHICAS, SERRANO-CERVANTES, M. SPRINGER, M. PANIAGUA-CIENFUEGOS, D. PÉREZ, A. RIVAS FLORES, R. MENJIVAR ROSA, D. BONILLA DE TORRES, F.A. CARRANZA-ESTRADA, J.M. FLORES-TENSOS, C. GONZALES, P.E. GUTIERRES-FONSECA, M.A. HERNÁNDEZ MARTÍNEZ, A.J. MONTERROSA URÍAS & A.Y. ARIAS DE LINARES. (2010). Determinación de la calidad ambiental de las aguas de los ríos de El Salvador, utilizando invertebrados acuáticos: índice biológico a nivel de familias de invertebrados acuáticos en El Salvador

MONTOYA, S. (2016). Macroinvertebrados como una herramienta tecnológica para la bioindicación de agua en Colombia. Universidad Nacional Abierta y a Distancia UNAD, Caquetá.

SOLEDISPA, C. (1997). Biodiversidad y bioindicadores de perturbación en la vegetación tropical de la región atlántica de Costa Rica. Universidad EARTH.

SUÁREZ, M. L., TORO, M. Y VIDAL ABARCA, M. (2002). El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat.

SPRINGATE-BAGINSKI, O., D. ALLEN Y W. DARWALL, (2009). An integrated wet - land assesment kit. UICN, Gland.

SPRINGER, M. (2010). Biomonitorio Acuático. Escuela de Biología & Centro de Investigación en Ciencias del Mar y limnología (CIMAR), Universidad de Costa.

TOWNSEND, C. & SCARSBROOK, (1997). Cuantificación de perturbaciones en arroyos: medidas alternativas de perturbación en relación con los rasgos de las especies de macroinvertebrados y la riqueza de especies.

UNIVALLE. (2009). Identificación de los responsables vertimientos, captaciones de agua, riesgos y vulnerabilidad en el río Lili, la quebrada Gualí y el Zanjón del Burro, en el área urbana de Santiago de Cali. Cali.

VAN DER HAMMEN, T.; STILES, F.G.; ROSSELLI, L.; CHISACÁ HURTADO, M.L.; CAMARGO PONCE DE LEÓN, G.; GUILLOT MONROY, G.; USECHE SALVADOR, Y.; RIVERA OSPINA, D. (2008). Protocolo de recuperación y rehabilitación ecológica de humedales en centros urbanos. Secretaría Distrital de Ambiente, Bogotá.

ZÚÑIGA M.C., ROJAS A.M. Y CAICEDO G. (1997), Indicadores ambientales de calidad del agua en la cuenca del río Cauca. En: Bioindicadores Ambientales de la Calidad del Agua. Universidad del Valle, Cali

ZAMORA H. (1999), Adaptación del índice BMWP para la evaluación biológica de la calidad de las aguas epicontinentales en Colombia. Rev. Unicauca.

ANEXOS

Datos históricos de parámetros fisicoquímicos estaciones 1, 2 y 3 dadas por la Dirección de Laboratorio e Innovación Ambiental de la CAR.

Anexo 1. Estación 1

| Parámetro | Unidades | LCT / LCM | Limite Normatividad | Año 2009 | Año 2010 | Año 2011 | Año 2012 | Año 2013 | Año 2014 | Año 2015 | Año 2016 | Año 2017 | Año 2018 | |
|---------------------------|--------------------------|-----------|---------------------|-----------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|-----------|----------|
| | | | | 5711 - 09 | 2080 - 10 | 2879 - 11 | 11 - 12 | 1499 - 13 | 1976 - 14 | 017 - 15 | 1864 - 16 | 4371 - 17 | 1837 - 18 | |
| Cloruros | mg/L | LCM | 0,5 | 250 | 63,8 | 64,5 | 94,2 | 75,1 | 59,7 | 66 | 60,4 | 52,9 | 69,7 | 86,7 |
| Conductividad | | LCM | | | | | 888 | | | | | | | |
| Conductividad en Campo | µs/cm | LCM | | | 564 | 584 | | 1115 | 606 | 752 | 644 | 489 | 511 | 971 |
| DBO | mg O ₂ /L | LCM | 2,0 | | 9,5 | 7,6 | 20,2 | 6,3 | 151 | 10,1 | 11,6 | 11,7 | 23,3 | 93,4 |
| DQO | mg O ₂ /L | LCM | 70 | | | | | | | | | 48,4 | 159 | 281 |
| Fósforo Total | mg - P/L | LCM | 0,06 | | 0,995 | 2,23 | 0,787 | 0,62 | 2,812 | 1,935 | 1,482 | 1,124 | 1,344 | 6,39 |
| Fosforo Orto | | | | | | | | | | | | | | |
| N - Amoniacal | mg N -NH ₃ /L | LCM | 0,7 | 1,0 | 6,2 | 4,028 | 2,84 | 9,14 | 6,23 | 19,7 | 10,63 | 8,862 | 6,28 | 21,6 |
| N - Nitrato | mg/L | | | 10 | 0,4 | 0,6 | 0,4 | 0,5 | 0,8 | 0,13 | 0,31 | 0,406 | 0,761 | <LCT |
| N - Nitrito | mg/L | | | 1,0 | <VMD | 0,027 | <VMD | <LCM | 0,018 | <LCM | 0,016 | 0,015 | 0,04 | <LDI |
| Oxígeno Disuelto | mg O ₂ /L | | | | | | 8,9 | 0,3 | 0 | | | | | |
| Oxígeno Disuelto en Campo | mg O ₂ /L | | | | 1,7 | 0,9 | | | | 0,6 | 2,2 | 0,49 | 0,86 | 0,2 |
| pH | Unidades | | | | | | 7,5 | | | | | | | 6,7 |
| pH en campo | Unidades | LCM | NA | 5,0 - 9,0 | 6,7 | 6,7 | | 5 | 6,7 | 6,9 | 6,7 | 6,66 | 7,54 | |
| Coliformes Totales | NMP/100 ml | LCM | <1 | 20000 | 1,20E+05 | 1,50E+04 | 2,50E+05 | 1,8E+04 | 2,00E+05 | 9,20E+04 | 2,40E+05 | 2,00E+04 | 2,20E+05 | 2,40E+07 |
| Escherichia Coli | NMP/100 ml | LCM | <1 | 2000 | 2,40E+04 | 4,10E+03 | 3,20E+04 | 4,1E+03 | 8,90E+03 | 4,40E+04 | 7,70E+04 | 2,00E+03 | 3,10E+04 | 6,20E+05 |
| Sólidos Suspendidos | mg - SST/L | LCM | 4 | | 35 | 16,5 | 272 | 55,8 | 444 | 13,1 | 46,3 | <LCM | 62,9 | 4380 |
| Acidez Total | mg CaCO ₃ /L | <LCM | | | | | | | | | | | | |
| Alcalinidad Total | mg CaCO ₃ /L | | | | | | | | | | | | | |
| Dureza Total | mg CaCO ₃ /L | | | | | | | | | | | | | |
| Dureza Calcica | mg Ca/L | | | | | | | | | | | | | |
| Arsénico | mg As/L (ppm) | LCM | 0,011 | 0,05 | | | | | | | | <LCM | | 0,0194 |
| Bario | mg Ba/L (ppm) | LCM | 0,011 | 1,0 | | | | | | | | 36,99 | 0,064 | 0,1691 |
| Berilio | mg Be/L (ppm) | LCM | 0,011 | | | | | | | | | <LCM | <LCM | <LCT |
| Boro | | | | | 50,87 | | 51,81 | | | | | | | |
| Cadmio | mg Cd/L (ppm) | LCM | 0,011 | 0,01 | | | | | | | | NR | <LCM | <LCT |
| Calcio | mg Ca/L (ppm) | LCM | 0,6 | | 36,19 | | 43,98 | | | | | | 63,08 | 88,17 |
| Cobalto | mg Co/L (ppm) | LCM | 0,011 | | 4,11 | 2,02 | 0,67 | | | <LCM | 2,82 | <LCM | <LCM | <LCT |
| Cobre | mg Cu/L (ppm) | LCM | 0,0051 | | | | | | | | | <LCM | <LCM | <LCT |
| Cromo | mg Cr/L (ppm) | LCM | 0,1 | 0,05 | <VMD | <VMD | <VMD | <VMD | <LCM | <LCM | <LCM | <LCM | <LCM | <LCM |
| Fenoles | mg Fenol/L | LCT | 0,01 | 0,002 | | | | | | | | | 0,0024 | |
| Hierro | mg Fe/L (ppb) | LCM | 0,3 | | 0,85 | | 3,13 | | | | | <LCM | <LCM | 23,9 |
| Magnesio | mg Mg/L (ppm) | LCM | 0,06 | | 11,28 | | 15,85 | | | | | | 4,11 | 11,6 |
| Manganeso | mg Mn/L (ppm) | LCM | 0,011 | | 0,67 | | 406 | | | | | 3,6 | 0,2667 | 0,9561 |
| Mercurio | mg Hg/L (ppm) | LCM | 0,011 | 0,002 | <VMD | <VMD | <VMD | | <LCM | | | <LCM | <LCM | |
| Molibdeno | mg Mo/L (ppm) | LCM | 0,011 | | <VMD | | <VMD | | | | | | <LCM | |
| Plata | mg Ag/L (ppm) | LCM | 0,011 | 0,05 | 0,45 | 1,51 | <VMD | | | <LCM | | <LCM | <LCM | |
| Plomo | mg Pb/L (ppm) | LCM | 0,011 | 0,05 | 0,75 | 2,69 | 5,82 | | | <LCM | | <LCM | <LCM | |
| Selenio | mg Se/L (ppm) | LCM | 0,011 | 0,01 | <VMD | <VMD | <VMD | | | <LCM | <LCM | <LCM | <LCM | |
| Sodio | mg Na/L (ppm) | LCM | 0,4 | | 53,78 | | 98,65 | | | | | | 11,1 | 105,11 |
| Sulfatos | mg/L | LCM | 0,5 | 400 | 94 | 64,3 | 17,4 | 241 | 56,7 | 96 | 78,1 | 44,5 | | 121 |
| Sulfuros | mg - S ⁼ /L | LCM | 2,0 | | | | | | | | | 4,9 | 3,9 | NR |
| Surfactantes | mg - SAMM - / L | LCM | 0,1 | 0,5 | | | | | | | | 1,59 | 0,56 | 0,92 |
| Vanadio | mg V/L (ppm) | LCM | 0,011 | | | | | | | | | <LCM | <LCM | 0,0179 |
| Zinc | mg Zn/L (ppm) | LCM | 0,011 | 15 | | | | | | | | | 0,005 | |
| RAS | | | | | 2 | | 3,24 | | | | | | | |

Anexo 2. Estación 2

| Parámetro | Unidades | LCT / LCM | Limite Normatividad | Año 2009 | Año 2010 | Año 2011 | Año 2012 | Año 2013 | Año 2014 | Año 2015 | Año 2016 | Año 2017 | Año 2018 |
|---------------------------|--------------------------|-----------|---------------------|-----------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|-----------|
| | | | | 5703 - 09 | 2077 - 10 | 2828 - 11 | 8 - 12 | 1447 - 13 | 1973 - 14 | 003 - 15 | 1728 - 16 | 4369 - 17 | 1763 - 18 |
| Cloruros | mg/L | LCM | 0,5 | 250 | 49,2 | 44,2 | 71 | 79,5 | 59,2 | 61,7 | 67,7 | 55,11 | 45,2 |
| Conductividad | | | | | | 3030 | | | 2140 | | | 1352 | |
| Conductividad en Campo | µs/cm | LCM | | | 2180 | 2440 | | 3100 | | 1808 | 2460 | | 1730 |
| DBO | mg O ₂ /L | LCM | 2,0 | | 16,5 | 29,3 | 16,3 | 3,9 | 11,4 | 92 | 19,2 | 10,7 | 7,6 |
| DQO | mg O ₂ /L | LCM | 70 | | | | | | | | | 47,4 | 29,6 |
| Fósforo Total | mg - P/L | LCM | 0,06 | | 0,07 | 0,327 | <VMD | <LCM | 0,079 | 0,112 | 0,089 | 0,145 | <LCM |
| Fosforo Orto | | | | | | | | | | | | | <LDI |
| N - Amoniacal | mg N -NH ₃ /L | LCM | 0,7 | 1,0 | 19,43 | 13,482 | 13,91 | 12,71 | 4,74 | 6,4 | 6,99 | 6,649 | NR |
| N - Nitrate | mg/L | | | 10 | 0,3 | 0,5 | 0,3 | 0,2 | 0,4 | 0,15 | 0,68 | 0,18 | 0,19 |
| N - Nitrito | mg/L | | | 1,0 | <VMD | 0,006 | 0,012 | <LCM | 0,015 | <LCM | N.R | 0,006 | |
| Oxigeno Disuelto | | | | | | 0,0 | 3,5 | | 12,4 | | | 2,74 | |
| Oxigeno Disuelto en Campo | mg O ₂ /L | | | | 3,8 | 8,9 | | | | 0,6 | 0,9 | | 4,79 |
| pH | Unidades | | | | | | 3 | | | | 3,1 | 2,74 | |
| pH en campo | Unidades | LCM | NA | 5,0 - 9,0 | 2,9 | 3 | 2,9 | | 3 | 4,7 | | | 3,28 |
| Coliformes Totales | NMP/100 ml | LCM | <1 | 20000 | 1,00E+01 | <1,0E+01 | <1 | <1 | <1 | >2,4E+04 | 2,10E+02 | 6,10E+04 | 1,70E+01 |
| Escherichia Coli | NMP/100 ml | LCM | <1 | 2000 | <10 | <1,0E+01 | <1 | <1 | <1 | 1,40E+02 | <1,0E+01 | 6,60E+03 | <1E+00 |
| Sólidos Suspendidos | mg - SST/L | LCM | 4 | | 14,7 | 59,6 | 48 | 36,0 | 25,5 | 60 | 20 | 68 | 27 |
| Acidez Total | mg CaCO ₃ /L | <LCM | | | | | | | | | | | |
| Alcalinidad Total | mg CaCO ₃ /L | | | | | | | | | | | | |
| Dureza Calcica | mg Ca/L | | | | | | | | | | | | |
| Dureza Total | mg CaCO ₃ /L | | | | | | | | | | | | |
| Arsénico | mg As/L (ppm) | LCT | 0,011 | 0,05 | | | | | | | <LCM | | <LCT |
| Bario | mg Ba/L (ppm) | LCT | 0,011 | 1,0 | | | | | | | 88,62 | | 0,0242 |
| Berilio | mg Be/L (ppm) | LCT | 0,011 | | | | | | | | <LCM | | <LCT |
| Boro | | | | | 25,16 | | | | | | | | |
| Cadmio | mg Cd/L (ppm) | LCT | 0,011 | 0,01 | | | | | | | NR | | LCT |
| Calcio | mg Ca/L (ppm) | LCT | 0,6 | | 271 | | | | | | | | 90,86 |
| Cobalto | mg Co/L (ppm) | LCT | 0,011 | | 301 | 687 | 355 | | 183 | <LCM | <LCM | <LCM | 0,1504 |
| Cobre | | | | | | | | | | | <LCM | | |
| Cromo | mg Cr/L (ppm) | LCT | 0,1 | 0,05 | <VMD | <VMD | <VMD | <VMD | <LCM | <LCM | <LCM | <LCM | 0,0145 |
| Fenoles | mg Fenol/L | LCT | 0,01 | 0,002 | | | | | | | <LCT | | <LCT |
| Hierro | mg Fe/L (ppb) | LCT | 0,3 | | | | | | | | 0,6 | | 35,86 |
| Magnesio | mg Mg/L (ppm) | LCT | 0,06 | | 131 | | | | | | | | 49,93 |
| Manganesio | mg Mn/L (ppm) | LCT | 0,011 | | 8,35 | | | | | | | 40,33 | 3,3728 |
| Mercurio | mg Hg/L (ppm) | LCT | 0,011 | 0,002 | <VMD | <VMD | 7,88 | | <LCM | <LCM | <LCM | <LCM | <LCT |
| Molibdeno | mg Mo/L (ppm) | LCT | 0,011 | | <VMD | | | | | | | | <LCT |
| Plata | mg Ag/L (ppm) | LCT | 0,011 | 0,05 | <VMD | <VMD | 44,57 | | <LCM | <LCM | <LCM | <LCM | <LCT |
| Plomo | mg Pb/L (ppm) | LCT | 0,011 | 0,05 | 3,1 | 9,85 | 2,67 | | <LCM | <LCM | <LCM | <LCM | <LCT |
| Selenio | mg Se/L (ppm) | LCT | 0,011 | 0,01 | <VMD | <VMD | <VMD | | <LCM | <LCM | <LCM | <LCM | <LCT |
| Sodio | mg Na/L (ppm) | LCT | 0,4 | | 98,6 | | | | | | | | 47,39 |
| Sulfatos | mg/L | LCM | 0,5 | 400 | 1761 | 1198 | 925 | 1416 | 939 | 882 | 1216 | 631 | 729 |
| Sulfuros | mg - S ⁼ /L | LCM | 2,0 | | | | | | | | | 46,2 | 9,8 |
| Surfactantes | mg - SAMM - /L | LCT | 0,1 | 0,5 | | | | | | | <LCM | | 0,26 |
| Vanadio | mg V/L (ppm) | LCT | 0,011 | | | | | | | | <LCM | | <LCT |
| Zinc | mg Zn/L (ppm) | LCT | 0,011 | 15 | | | | | | | | | 0,8126 |
| RAS | | | | | 1,23 | | | | | | | | |

Anexo 3. Estación 3

| Parámetro | Unidades | LCT / LCM | Limite Normatividad | Año 2009 | Año 2010 | Año 2011 | Año 2012 | Año 2013 | Año 2014 | Año 2015 | Año 2016 | Año 2017 | Año 2018 | |
|---------------------------|--------------------------|-----------|---------------------|-----------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|-----------|----------|
| | | | | 5704 - 09 | 2078 - 10 | 2829 - 11 | 9 - 12 | 1448 - 13 | 1974 - 14 | 004 - 15 | 1729 - 16 | 4369 - 17 | 1764 - 18 | |
| Cloruros | mg/L | LCM | 0,5 | 250 | 82,2 | 93,4 | 72,9 | 70,5 | 66,4 | 106 | 104 | 82,28 | 75,04 | 42,2 |
| Conductividad | | | | | | | | | | | | | | |
| Conductividad en Campo | µs/cm | LCM | | | 1140 | 1426 | | 1261 | | 1391 | 1514 | | 1164 | 1289 |
| DBO | mg O ₂ /L | LCM | 2,0 | | 4,8 | 107 | 18,0 | 11,2 | 24 | 146 | 173 | 31,7 | 20,7 | 49,6 |
| DQO | mg O ₂ /L | LCM | 70 | | | | | | | | | 200 | 241 | 265 |
| Fósforo Total | mg - P/L | LCM | 0,06 | | 4,654 | 7,51 | 0,844 | 0,518 | 3,111 | 9,315 | 10,971 | 5,945 | 3,696 | 9,09 |
| Fosforo Orto | | | | | | | | | | | | | | 3,23 |
| N - Amoniacal | mg N -NH ₃ /L | LCM | 0,7 | 1,0 | 5,63 | 46,03 | 21,09 | 22,7 | 22,07 | 51,85 | 59,92 | 36,122 | 35,81 | 49,7 |
| N - Nitrate | mg/L | | | 10 | 0,3 | 0,4 | <VMD | <VMD | 0,4 | 0,71 | 0,83 | 0,494 | 0,609 | <LCT |
| N - Nitrito | mg/L | | | 1,0 | <VMD | <VMD | <VMD | 0,007 | <LCM | <LCM | 0,012 | 0,118 | 0,04 | <LDI |
| Oxígeno Disuelto | | | | | | | 0,0 | 0,0 | | | | 0 | | |
| Oxígeno Disuelto en Campo | mg O ₂ /L | | | | 0,2 | 0,3 | | | | 0,4 | 0,4 | | 3,45 | 0,44 |
| pH | Unidades | | | | | | 6,2 | | | | 7,5 | 6,7 | | |
| pH en campo | Unidades | LCM | NA | 5,0 - 9,0 | 6,8 | 7,1 | | 6,1 | 7,0 | 7,2 | | | 7,55 | 7,29 |
| Coliformes Totales | NMP/100 ml | LCM | <1 | 20000 | 1,40E+05 | 3,40E+07 | 2,40E+06 | 1,60E+06 | >2,4E+05 | 1,70E+07 | 2,40E+07 | 2,40E+06 | 8,80E+05 | 1,10E+01 |
| Escherichia Coli | NMP/100 ml | LCM | <1 | 2000 | 4,60E+04 | 1,10E+07 | 5,70E+05 | 5,80E+05 | 2,00E+05 | 7,30E+06 | 1,00E+07 | 7,70E+05 | 3,40E+05 | 3,00E+00 |
| Sólidos Suspendidos | mg - SST/L | LCM | 4 | | 50 | 88,6 | 29 | 37,0 | 72 | 200 | 106 | 216 | 166 | 120 |
| Acidez Total | mg CaCO ₃ /L | <LCM | | | | | | | | | | | | |
| Alcalinidad Total | mg CaCO ₃ /L | | | | | | | | | | | | | |
| Dureza Calcica | mg Ca/L | | | | | | | | | | | | | |
| Dureza Total | mg CaCO ₃ /L | | | | | | | | | | | | | |
| Arsénico | mg As/L (ppm) | LCT | 0,011 | 0,05 | | | | | | | <LCM | | 0,004 | <LCT |
| Bario | mg Ba/L (ppm) | LCT | 0,011 | 1,0 | | | | | | | 118 | | 0,1249 | 0,0922 |
| Berilio | mg Be/L (ppm) | LCT | 0,011 | | | | | | | | <LCM | <LCM | <LCT | |
| Boro | | | | | 56,86 | | | | | | | | | |
| Cadmio | mg Cd/L (ppm) | LCT | 0,011 | 0,01 | | | | | | | NR | <LCM | <LCT | |
| Calcio | mg Ca/L (ppm) | LCT | 0,6 | | 43,87 | | | | | | | | 115 | 43,49 |
| Cobalto | mg Co/L (ppm) | LCT | 0,011 | | 44,66 | 113 | 41,69 | | 13,94 | 7,63 | 3,84 | <LCM | <LCM | <LCT |
| Cobre | | | | | | | | | | | | | 0,0106 | |
| Cromo | mg Cr/L (ppm) | LCT | 0,1 | 0,05 | <VMD | <VMD | <VMD | <VMD | <LCM | <LCM | <LCM | <LCM | 0,0137 | 0,0189 |
| Fenoles | mg Fenol/L | LCT | 0,01 | 0,002 | | | | | | | | <LCT | <LCT | <LCT |
| Hierro | mg Fe/L (ppb) | LCT | 0,3 | | 5,43 | | | 7,39 | | | 0,62 | | 0,47 | 2,48 |
| Magnesio | mg Mg/L (ppm) | LCT | 0,06 | | 23,75 | | | 40,71 | | | 7,62 | | 8,46 | 7,97 |
| Manganesio | mg Mn/L (ppm) | LCT | 0,011 | | 1,3 | | | | | | | | 0,4775 | 1,0331 |
| Mercurio | mg Hg/L (ppm) | LCT | 0,011 | 0,002 | <VMD | 3,06 | <VMD | | <LCM | <LCM | <LCM | <LCM | <LCM | <LCT |
| Molibdeno | mg Mo/L (ppm) | LCT | 0,011 | | <VMD | | | | <LCM | <LCM | <LCM | <LCM | <LCT | <LCT |
| Plata | mg Ag/L (ppm) | LCT | 0,011 | 0,05 | <VMD | 3,92 | <VMD | | <LCM | <LCM | <LCM | <LCM | <LCT | <LCT |
| Plomo | mg Pb/L (ppm) | LCT | 0,011 | 0,05 | 1,25 | 8,18 | 2,51 | | <LCM | <LCM | 11,78 | <LCM | 10,93 | 0,0056 |
| Selenio | mg Se/L (ppm) | LCT | 0,011 | 0,01 | <VMD | <VMD | <VMD | | <LCM | <LCM | <LCM | <LCM | <LCT | <LCT |
| Sodio | mg Na/L (ppm) | LCT | 0,4 | | 92,85 | | 75,06 | | | | | | 21,71 | 141,83 |
| Sulfatos | mg/L | LCM | 0,5 | 400 | 111 | 196 | 508 | 468 | 191 | 107 | 73,8 | 155 | 152 | 61 |
| Sulfuros | mg - S ²⁻ /L | LCM | 2,0 | | | | | | | | 2,30E+00 | 43,3 | 5,7 | <LCM |
| Surfactantes | mg - SAMM - / L | LCT | 0,1 | 0,5 | | | | | | | 4,60E-01 | 0,48 | 0,42 | 0,61 |
| Vanadio | mg V/L (ppm) | LCT | 0,011 | | | | | | | | <LCM | <LCM | <LCT | |
| Zinc | mg Zn/L (ppm) | LCT | 0,011 | 15 | | | | | | | | | | 0,0148 |
| RAS | | | | | 2,58 | | | 1,66 | | | | | | |

DETERMINACIÓN DE LA CALIDAD DE AGUA DEL HUMEDAL GUALÍ
MEDIANTE EL USO DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS EN EL
MUNICIPIO DE FUNZA - CUNDINAMARCA

SANDRA MARCELA BUSTOS ESPINOSA
ALLISON HUERTAS BUITRAGO

UNIVERSIDAD DE CUNDINAMARCA
FACULTAD DE CIENCIAS AGROPECUARIAS
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL
FACATATIVÁ, COLOMBIA
2019.

DETERMINACIÓN DE LA CALIDAD DE AGUA DEL HUMEDAL GUALI
MEDIANTE EL USO DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS EN EL
MUNICIPIO DE FUNZA - CUNDINAMARCA

SANDRA MARCELA BUSTOS ESPINOSA

ALLISON HUERTAS BUITRAGO

Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de:

Ingeniera Ambiental

Director (a):

Paula Andrea Casas

UNIVERSIDAD DE CUNDINAMARCA
FACULTAD DE CIENCIAS AGROPECUARIAS
PROGRAMA DE INGENIERÍA AMBIENTAL
FACATATIVÁ, COLOMBIA

2019

Nota de aceptación

Firma del presidente del jurado

Firma del jurado

Firma del jurado

Facatativá, 20 de septiembre del 2019.

CONTENIDO

| | Pág. |
|---|------|
| INTRODUCCIÓN | 13 |
| PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA | 15 |
| JUSTIFICACIÓN | 17 |
| OBJETIVOS | 19 |
| OBJETIVO GENERAL | 19 |
| OBJETIVOS ESPECÍFICOS | 19 |
| MARCO DE REFERENCIA | 20 |
| MARCO DE ANTECEDENTES | 20 |
| MARCO TEÓRICO | 22 |
| MARCO CONCEPTUAL | 23 |
| MATERIALES Y MÉTODOS | 28 |
| 1. UBICACIÓN | 28 |
| 2. AFECTACIONES ANTRÓPICAS | 29 |
| 3. LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO | 29 |
| 4. DETERMINACIÓN DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS | 32 |
| 4.1. FASE DE CAMPO | 32 |
| 4.2. FASE DE LABORATORIO | 35 |
| 5. DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS | 36 |
| 5.1. FASE DE CAMPO | 36 |
| 5.2. FASE DE LABORATORIO | 37 |
| RESULTADOS Y DISCUSIÓN | 39 |
| 6. BIODIVERSIDAD DE MACROINVERTEBRADOS | 39 |
| 6.1. IDENTIFICACIÓN DE LOS MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS | 39 |
| 6.2. TAXONES DE LOS MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS HALLADOS | 44 |
| 6.3. ÍNDICES DE DIVERSIDAD, RIQUEZA Y DOMINANCIA | 46 |

| | |
|---|----|
| 6.3.1. Índice de diversidad de Shannon – Wiener | 49 |
| 6.3.2. Índice de riqueza de Margalef | 50 |
| 6.3.3. Índice de dominancia de Simpson | 51 |
| 6.4. PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS – DATOS HISTÓRICOS (2009 – 2019). | 52 |
| 6.4.1 Temperatura | 52 |
| 6.4.2 Oxígeno disuelto | 53 |
| 6.4.3 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) – Demanda Química de Oxígeno (DQO) | 56 |
| 6.4.4 Coliformes Totales – Escherichia Coli | 59 |
| 6.4.5. Nutrientes | 61 |
| 6.4.5.1. Nitrógeno | 61 |
| 6.4.5.2. Fosforo Total | 64 |
| 6.4.6. Conductividad eléctrica y solidos suspendidos totales | 66 |
| 6.4.7. Cloruros | 68 |
| 6.4.8. pH | 69 |
| 6.4.9. sulfatos | 71 |
| 7. ÍNDICE BIÓTICO BMWP/Col (The Biological Monitoring Working Party para Colombia) | 72 |
| 8. APLICACIÓN DEL ÍNDICE BMWP/Cu (adaptado para Cundinamarca). | 80 |
| CONCLUSIONES | 84 |
| REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 86 |
| ANEXOS | 93 |
| Anexo 1. Estación 1 | 93 |
| Anexo 2. Estación 2 | 94 |
| Anexo 3. Estación 3 | 95 |

LISTA DE TABLAS

| | Pág. |
|--|------|
| Tabla 1. Ubicación estaciones de muestreo humedal Gualí | 31 |
| Tabla 2. Método analítico y unidades utilizadas para determinar los parámetros fisicoquímicos | 38 |
| Tabla 3. Identificación taxonómica de Macroinvertebrados Acuáticos | 40 |
| Tabla 4. Lista taxonómica de los macroinvertebrados colectados y número de individuos | 44 |
| Tabla 5. Estación (1) Índices Biodiversidad Shannon Weiner, Simpson y Margalef | 46 |
| Tabla 6. Estación (2) Índices Biodiversidad Shannon Weiner, Simpson y Margalef | 47 |
| Tabla 7. Estación (3) Índices Biodiversidad Shannon Weiner, Simpson y Margalef | 48 |
| Tabla 8. Puntajes asignados a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del BMWP/Col | 73 |
| Tabla 9. Clase, Calidad, Valor, significado y colores del Índice BMWP/Col Y BMWP/Cu | 74 |
| Tabla 10. Familias de macroinvertebrados acuáticos durante el estudio en el humedal Gualí en época de Lluvias | 74 |
| Tabla 11. Familias de macroinvertebrados acuáticos durante el estudio en el humedal Gualí en época de Sequía | 75 |
| Tabla 12. Resultados BMWP/Col y BMWP/Cu para el humedal Gualí en época de Lluvias | 76 |
| Tabla 13. Resultados BMWP/Col y BMWP/Cu para el humedal Gualí en época de Sequía | 77 |

| | |
|--|----|
| Tabla 14. Resultados promedio del índice BMWP/Col y BMWP/Cu para el humedal Gualí | 77 |
| Tabla 15. Puntajes asignados a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del BMWP/Cu | 80 |

LISTA DE GRÁFICAS

| | Pág. |
|--|------|
| Gráfica 1. Representación de las familias de macroinvertebrados acuáticos colectados durante el estudio en el humedal Gualí, 2018 - 2019 | 45 |
| Gráfica 2. Resultados del índice de diversidad de Shannon-Wiener | 49 |
| Gráfica 3. Resultados del índice de riqueza de Margalef | 50 |
| Gráfica 4. Resultados del índice de diversidad basado en la dominancia de Simpson | 51 |
| Gráfica 5. Datos Históricos de Temperatura | 53 |
| Gráfica 6. Datos Históricos de Oxígeno Disuelto | 54 |
| Gráfica 7. Datos Históricos de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) | 56 |
| Gráfica 8. Datos Históricos de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) | 57 |
| Gráfica 9. Datos Históricos de Coliformes Totales | 59 |
| Gráfica 10. Datos Históricos de Escherichia Coli | 60 |
| Gráfica 11. Datos Históricos de N – Nitratos | 62 |
| Gráfica 12. Datos Históricos de N – Nitritos | 62 |
| Gráfica 13. Datos Históricos de N – Amoniacal | 63 |
| Gráfica 14. Datos Históricos de Fosforo Total | 65 |
| Gráfica 15. Datos Históricos de Conductividad Eléctrica | 66 |
| Gráfica 16. Datos Históricos de Solidos Suspendidos Totales (SST) | 67 |
| Gráfica 17. Datos Históricos de Cloruros | 68 |
| Gráfica 18. Datos Históricos de pH | 70 |
| Gráfica 19. Datos Históricos de Sulfatos | 71 |

LISTA DE IMÁGENES

| | Pág. |
|---|------|
| Imagen 1. Georreferenciación, estaciones de muestreo | 30 |
| Imagen 2. Malla tipo D – Net | 33 |
| Imagen 3. Revisión de macrofitas | 33 |
| Imagen 4. Recipientes con alcohol al 96% | 34 |
| Imagen 5. Recipientes etiquetados | 34 |
| Imagen 6. Curaduría de las muestras colectadas | 35 |
| Imagen 7. Revisión de las muestras con estereoscopio óptico | 35 |
| Imagen 8. Toma de muestras Fisicoquímicas | 36 |
| Imagen 9. Muestra de agua | 37 |
| Imagen 10. Mapa de la calidad del agua en las tres estaciones de estudio del humedal Gualí, Funza – Cundinamarca. | 82 |

LISTA DE ANEXOS

| | Pág. |
|---------------------|------|
| Anexo 1. Estación 1 | 93 |
| Anexo 2. Estación 2 | 94 |
| Anexo 3. Estación 3 | 95 |

AGRADECIMIENTOS

De antemano queremos expresar nuestro agradecimiento a la Corporación Autónoma Regional – CAR sabana occidente, por su apoyo vital en el proceso de investigación, de igual forma al Ingeniero Francisco Ovalle y al Ingeniero Johan Mercado por sus sugerencias y orientación durante el desarrollo del proyecto. Agradecemos a nuestra directora Paula Casas por su dedicación, orientación y apoyo en el proceso investigativo. De igual forma a las personas que indirectamente colaboraron en este proceso, a los funcionarios de la alcaldía de Funza y encargados del mantenimiento del humedal Gualí por su acompañamiento y colaboración durante las visitas de campo; a nuestros amigos y especialmente a Katherine Ávila por su apoyo incondicional; finalmente a nuestra familia, padres y hermanos que fueron fundamentales en la trayectoria de este proyecto.

RESUMEN

Debido a la importancia ecosistémica que representan los humedales y su consecuente pérdida por factores antrópicos, se genera la necesidad de abordar estrategias que permitan determinar la calidad de agua de los humedales, siendo el objetivo principal de la presente investigación a través del uso de macroinvertebrados acuáticos que permita determinar la calidad del agua en el humedal Gualí, Funza Cundinamarca aplicando el índice BMWP para Colombia y Cundinamarca. Dicha investigación se desarrolló en tres estaciones de estudio durante el año 2018 y 2019 en temporada de lluvia y sequía, a su vez se realizó la medición de parámetros fisicoquímicos en el mes de enero de 2019 con apoyo de la Dirección de Laboratorio e Innovación Ambiental de la CAR y con el soporte de datos históricos de parámetros fisicoquímicos de las estaciones de monitoreo aportados por la Corporación Autónoma Regional CAR – Sabana Occidente, que permitieron establecer una relación entre las poblaciones de macroinvertebrados acuáticos con la calidad del agua, en cuanto a la identificación de los macroinvertebrados se realizó a través de claves taxonómicas y se tuvo en cuenta la riqueza, diversidad y dominancia de las familias de macroinvertebrados, como dato fundamental para entender el comportamiento de las poblaciones, donde se logró identificar una correlación importante entre las poblaciones de las familias y las condiciones de calidad del agua en el humedal Gualí. Finalmente se espera que la determinación de la calidad del agua con el uso de macroinvertebrados acuáticos pueda ser replicada por la comunidad con un bajo coste de implementación.

PALABRAS CLAVE:

Macroinvertebrados acuáticos, humedal Gualí, Calidad del agua, Indicadores Biológicos, Humedales, parámetros fisicoquímicos.

INTRODUCCIÓN

Según el Grupo de Examen Científico y Técnico de la Conservación Ramsar (informe de la COP12) el 64% de humedales en el mundo han desaparecido desde 1900. En algunas regiones, sobre todo en Asia, la pérdida de los humedales es incluso mayor. Esta rápida disminución significa que el acceso al agua dulce está mermando para 2 mil millones de personas en todo el mundo. Según el índice Planeta Vivo de WWF, las poblaciones de especies de agua dulce han disminuido en un 76% entre 1970 y 2010 (MINAMBIENTE, 2016). Y aún, pese a que se han reconocido los múltiples beneficios de los humedales para la sociedad, estos siguen desapareciendo a un ritmo acelerado (LASSO, et al., 2014). Varias de las especies acuáticas asociadas a los humedales se encuentran en la actualidad amenazadas a nivel global por la sobreexplotación, contaminación del agua, modificación de los pulsos de inundación, destrucción o degradación de los hábitats y la invasión de especies de origen exótico (SPRINGATE-BAGINSKI, et al., 2009).

Colombia es uno de los cuatro países con mayor disponibilidad de recursos hídricos del planeta, sobre su superficie corren innumerables sistemas de agua dulce, que nutren cada rincón de la geografía del país (CASTELLANOS, 2006). Factores como régimen climático, complejidad orogénica y ubicación biogeográfica se han combinado de forma excepcional para permitir que el recurso hídrico sea abundante y modele el paisaje tropical formando ríos, estuarios, pantanos, ciénagas humedales y lagunas, (CASTELLANOS, 2006). Los ecosistemas de humedal son considerados refugios ecológicos transitorios o permanente de aves migratorias; son zonas de reproducción, alimentación y crecimiento de poblaciones de peces y demás fauna acuática, además generan una fuente importante de recursos y servicios ecosistémicos (ROLDAN, 1992).

Con el paso del tiempo, en Colombia las actividades de producción y desarrollo de infraestructura han requerido la alteración, muchas veces irreversible, de la estructura y dinámica de los humedales en todo el país. Esta orientación, sin duda, ha llevado a la disminución de la capacidad de regulación hídrica y la pérdida de otros servicios ecosistémicos prestados por los humedales (CAR, ENINCO S.A, ALCALDÍA DE FUNZA, 2017).

Debido a las consecuentes amenazas que presentan los humedales de la sabana de Bogotá, en este caso el humedal Gualí, se han venido postulando distintas investigaciones como las propuestas por Van der Hammen y colaboradores en el año 2008 para la rehabilitación ecológica de los humedales en centros urbanos, la del instituto Alexander Von Humboldt en el año 1999 donde se formularon las bases técnicas para la conservación y uso sostenible de humedales interiores de

Colombia, el plan de rehabilitación del Humedal Gualí, Tres Esquinas y Lagunas de Funzhé formulado en el 2016 por la CAR y EPAM S.A. ESP para dar solución a las problemáticas que enfrenta en la actualidad los ecosistemas acuáticos de la sabana de Bogotá entre otros.

Determinar la calidad del agua para estos sistemas lenticos, sigue siendo costosos y basados en el análisis de los parámetros fisicoquímicos que solo arrojan datos puntuales en momentos específicos sobre el estado de un cuerpo de agua (ROLDÁN, 1998). Por ende, se contempla indispensable desarrollar herramientas que permitan evaluar y monitorear el impacto antrópico que sufren los humedales en términos de calidad del agua. Siendo la bioindicación por medio de macroinvertebrados acuáticos un método alternativo que brinda un diagnóstico en el tiempo de la calidad del agua, y determina no solo el estado actual del cuerpo hídrico, sino los cambios graduales que ha sufrido el ecosistema. Lo que permite encontrar relaciones entre ciertas familias de macroinvertebrados acuáticos y el grado de calidad del agua, debido a que las comunidades de macroinvertebrados presentan diferentes respuestas a la contaminación (METCALF, 1989). Además, pueden indicar la presencia de ciertas sustancias, efectos de contaminación u otras alteraciones del cuerpo de agua en el que están presentes (ACEVEDO et al., 2006). Existen varios índices que nos permiten determinar la calidad del agua del humedal Gualí, en este caso se tomó el índice BMWP adaptado para Colombia por su grado de viabilidad, ya que permite realizar un biomonitoreo de fácil aplicación con un bajo coste de implementación (SOLEDISPA, 1997).

Es importante enfatizar, que la calidad de vida de las poblaciones aledañas al sector, así como su capacidad de respuesta frente a la necesidad de conservar los humedales y de garantizar los beneficios asociados con ellos, se ven afectadas por el profundo desconocimiento de las ventajas y potencialidades propias de un ecosistema sano. De esta forma, al promover instrumentos de gestión y gobernanza que relacionen los servicios ecosistémicos con el desarrollo y el bienestar de las comunidades resalta la importancia de la aplicación de metodologías alternas para determinar la calidad del agua con el uso de macroinvertebrados acuáticos para la recuperación de los humedales, que no solo radica en su patrimonio cultural y biológico, sino que además genera un aporte de desarrollo económico. (GÓMEZ et al., 2016)

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La alta antropización y el crecimiento poblacional, sumado a la poca gestión y el desinterés por parte de los sectores públicos han permitido la degradación y en algunos casos la desaparición de numerosos humedales. Los humedales de la sabana de Bogotá no han sido la excepción, día a día se fueron consolidando asentamientos urbanos y el hombre fue transformando el entorno hasta producir grandes cambios en el paisaje y en la salud de los humedales; de las cincuenta mil hectáreas cubiertas por los humedales en 1940, para el año 2000 solo quedaban mil quinientas hectáreas (MORENO *et al.*, 2013 citado por (CAR, ENINCO S.A, ALCALDÍA DE FUNZA, 2017)).

El humedal Gualí, pertenece al complejo de humedales de la sabana de Bogotá, y se considera la principal fuente de agua de los municipios de Mosquera y Funza además del río Bogotá. En la actualidad el humedal, presenta una fuerte eutrofización, deterioro sustancial del paisaje y pérdida de fauna y flora consecuencia de la transformación de los suelos, para usos agrícolas, ganaderos y de expansión urbana. Además, se encuentra recibiendo gran parte de los vertimientos de barrios de las cabeceras municipales, agroquímicos de los cultivos de flores y vertimientos industriales (CAR, ENINCO S.A, ALCALDÍA DE FUNZA, 2017).

Según la CAR, “el humedal Gualí originalmente se hallaba rodeado en sus riberas por una comunidad arbórea y arbustiva con diversidad de especies, pero esta vegetación fue eliminada para dar paso al establecimiento de cultivos y pastizales para ganadería; y en la actualidad la cobertura existente sobre las márgenes de su entorno inmediato está conformada o bien por praderas de "pasto kikuyo" (*Pennisetum clandestinum*) o por cultivos de hortalizas y frutales, como uchuvas y fresas” 2014. Lo que ocasionó cambios fundamentales en sus características físicas, químicas, biológicas como la modificación completa de regímenes hidráulicos, control de inundaciones, cambios severos en la calidad de las aguas y procesos de eutrofización (CAR, ENINCO S.A, ALCALDÍA DE FUNZA, 2017).

El efecto de la intervención y aprovechamiento del humedal ha sido el punto de partida para la pérdida del equilibrio ecológico, así como la pérdida de la estructura y función del ecosistema, viéndose ampliamente afectado por el crecimiento industrial y la descarga de aguas residuales. Donde la contaminación representa el factor más influyente en el deterioro que ha venido presentando el humedal, exponiendo serias amenazas para la conservación del ecosistema, debido especialmente al alto grado de contaminación del sistema hídrico, fruto de las descargas residuales de los municipios de Funza y Mosquera de las cuales según

Espejo Mayorga “se encontraron 26 puntos de vertimiento de aguas residuales donde el 69% pertenecen a aguas lluvias (incluyendo elementos de arrastre, partículas simples provenientes de las estaciones de servicio y de aguas de suelos asfaltados, además de algunas infiltraciones y arrastre de diluciones de fertilizantes y químicos de las floras y cultivos), el 23% es proveniente aguas residuales domésticas y el 3.8% pertenece a vertimientos de agua residual industrial” 2017. Lo que ha generado como producto desecación y eutrofización del humedal, sin olvidar que además esta lamentable situación genera un problema de salud pública, ya que la presencia de aguas contaminadas ocasiona la aparición de enfermedades, así como la proliferación de mosquitos y vectores.

¿El uso de macroinvertebrados acuáticos es una alternativa viable para determinar la calidad del agua del humedal Gualí?

JUSTIFICACIÓN

La pérdida de humedales sigue en aumento, sin considerar la importancia de los servicios que brindan, servicios tanto hidrológicos como ecológicos invaluable, dado que constituye uno de los ecosistemas más productivos. Además, los humedales inciden en el buen desarrollo de la agricultura, la producción de madera, el almacenamiento de agua y la regulación de inundaciones, al tiempo que purifican las aguas y son esenciales para la supervivencia de especies de fauna y flora, algunas en peligro de extinción. (PONCE DE LEÓN, 2004).

Por su parte, los humedales pertenecientes a la Sabana de Bogotá, que hacen parte del altiplano Cundiboyacense, se encuentran en un lugar estratégico en el continente para el paso de aves migratorias, por ende el humedal Gualí desempeña una función de gran importancia, ya que es fuente de refugio y alimento para éstas aves, donde se encuentran un total de treinta y tres especies de aves, seis migratorias, tres endémicas y diecisiete acuáticas según la CAR; por otra parte el humedal Gualí cumple un factor importante a nivel hidrológico, ya que gracias a su ubicación constituye una importante zona de amortiguación de aguas lluvias de las zonas altas así como de crecientes y almacenamiento de agua (CAR, 2014).

Por eso la importancia de crear y ajustar estrategias, para la determinación de la calidad del agua aplicando el índice BMWP que además pueda ser utilizado por las comunidades aledañas al humedal. Éstas permitirán monitorear y evaluar el estado actual del ecosistema del humedal Gualí, a partir de métodos de seguimiento de la calidad del agua que se enfocan en el uso de macroinvertebrados acuáticos que permiten indicar el estado y calidad del agua, estos presentan ventajas a la hora de analizar ya que pueden ser identificados con facilidad, son abundantes, poseen alta distribución, suelen ser sedentarios y por ende reflejan las condiciones en las que se encuentra su hábitat, además de responder rápidamente a los tensores ambientales. (ROLDÁN, 2003).

Esta investigación permite evaluar la calidad del agua con mayor eficacia en los puntos de alteración, con un bajo coste y permiten además realizar análisis retrospectivos de las condiciones existentes tiempo atrás a diferencia de los métodos analíticos convencionales basados en el análisis exclusivo de factores fisicoquímicos los cuales se basan en datos registrados en el momento de la toma de la muestra y no permiten un análisis de los contaminantes en el tiempo.

Actualmente se desarrollan monitoreos de la calidad del agua en el humedal Gualí, basados en parámetros fisicoquímicos los cuales representan un gasto económico

elevado, a diferencia de la bioindicación con macroinvertebrados acuáticos, que podría ser implementada como una alternativa confiable, factible y económica para determinar las condiciones de calidad del agua para el humedal Gualí y demás humedales de la sabana de Bogotá.

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Determinar la calidad del agua a partir de macroinvertebrados acuáticos en el humedal Gualí, Funza Cundinamarca.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Determinar las familias de macroinvertebrados acuáticos que se comporten como un indicador flexible selecto por el grado de sensibilidad o tolerancia a la contaminación presente en el humedal Gualí.
- ✓ Caracterizar las condiciones físicas y químicas del agua del área de estudio.
- ✓ Establecer una relación entre la distribución espacial y temporal de la comunidad de macroinvertebrados, con respecto a la calidad de agua aplicando el índice BMWP para Colombia y Cundinamarca.

MARCO DE REFERENCIA

MARCO DE ANTECEDENTES

La pérdida de los recursos hídricos a través del tiempo ha presentado una fuerte preocupación en las últimas décadas, donde Kolkwitz en 1908 & Marsson en 1909, fueron los primeros en crear esfuerzos por determinar los daños ecosistémicos por parte de los residuos domésticos e industriales que eran descargados en las fuentes de agua. Más adelante, alrededor de los años 50 países europeos como Alemania, incentivaron y crearon metodologías que permitieran evaluar la calidad del agua con el uso de métodos biológicos, (PATRICK, 1949). En la década de los 80's se generalizó más apropiadamente el uso de índices biológicos (ROLDAN, 2003). Donde Metcalf en el año 1989 fue el primero en distinguir tres enfoques principales para evaluar el cómo responden las comunidades a los efectos de la contaminación, distinguiendo tres ejes principales, 1) El saprobico el cual consiste en: la capacidad que tenían ciertos organismos de vivir en determinados niveles de contaminación (KOLKWITZ & MARSSON, 1909), 2) El de diversidad que incluye tres componentes principales de las comunidades naturales: riqueza, uniformidad o equidad y un indicativo de abundancia, 3) El enfoque biótico que determina los aspectos esenciales de saprobiedad combinando una medida cuantitativa de diversidad de especies con la información cualitativa sobre la sensibilidad ecológica de taxones de individuos en una expresión numérica simple, el cual fue formulado por Beck en el año 1955 en Estados Unidos teniendo en cuenta la relación de especies intolerantes y tolerantes a la contaminación (ROLDAN, 2003).

Para el año 1991 Karr introduce el concepto de "Índice de Integridad Biológica" y en 1995, se hablaron de un total de 63 formas de medición para la evaluación del estado de los ecosistemas acuáticos, de los cuales ocho de las investigaciones propuestas se basan en la toma de medidas de riqueza, fundamentado en el análisis de los números de taxones hallados, quince corresponden a la determinación de taxones basados en cálculos de porcentajes, otras quince hablan sobre los índices de diversidad y similitud de las comunidades como las que se establece en el índice de Shannon & Weaver, el índice de Simpson y el índice de Margalef. Otras doce hablan más propiamente de los índices bióticos de saprobiedad y el BMWP, y las restantes investigaciones se basaron en mediciones funcionales teniendo en cuenta el papel del organismo en la comunidad a partir del uso de índices como el puntaje promedio biométrico, el índice de la comunidad de macroinvertebrados, y el puntaje de la condición biológica (ROLDAN, 2003). Más adelante Alba- Tercedor para el año 1996 adoptó el método de macroinvertebrados acuáticos para la evaluación de la calidad del agua en España, utilizando el índice BMWP (Biological Monitoring Working Party), el cual permite calificar la perturbación de una corriente en relación con las características de las especies de macroinvertebrados y su riqueza

(TOWNSEND, 1997). Teniendo en cuenta el conocimiento adquirido sobre la fauna acuática se realizó una evaluación a diferentes niveles de precisión de acuerdo a cada una de las condiciones y características de cada país, por ejemplo, Alemania adoptó el método saprobio y otros países como Bélgica, Francia, Gran Bretaña, Italia, Portugal, Dinamarca, Holanda e Irlanda, han adoptado sistemas de evaluación basados en el nivel de órdenes, familias y en algunos casos de géneros con la llamada “Evaluación rápida del ecosistema” (ROLDAN, 2003).

En el continente americano se habla de bioindicación con macroinvertebrados acuáticos alrededor del siglo XX, Patrick en el año 1950, propone métodos biológicos para evaluar las condiciones ecológicas de las corrientes en Norte América, seguido por Gaufin & Tarzwell en 1952, plantean el uso de macroinvertebrados como indicadores de contaminación, y Hynes lo postula como indicadores de la calidad del agua en el año 1959 (GONZALES & ROLDÁN, 2019). Por otro lado, en Latinoamérica los primeros estudios de bioindicación fueron desarrollados por Roldan Pérez en el año 1988 en Antioquia Colombia, los cuales fueron desarrollados teniendo en cuenta investigaciones europeas y de Norte América, la primera publicación se denominó “Guía para el Estudio de los Macroinvertebrados Acuáticos del Departamento de Antioquia” el cual sentó las bases para posteriores estudios en América latina. Para el año 1998, Jacobsen habló sobre la contaminación orgánica y los efectos que generaba sobre los macroinvertebrados en las planicies ecuatorianas (JACOBSEN, 1998). En el 2004, se publica en Perú un estudio de macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua en los ríos Cajamarca y Amazonas (PAREDES, et al., 2004). En el mismo año Rocha, publica una guía para la determinación de macroinvertebrados como indicadores de calidad del agua en Argentina (ROCHA, 2004). Más adelante en el 2006 García y Jiménez realizan un comparativo de las actividades antrópicas y su afectación en las poblaciones de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca del río Tascalapa en Honduras. (GARCÍA & JIMÉNEZ, 2006). En el año 2012, Espinoza y colaboradores realizan la caracterización de los servicios ecosistémicos de humedales, tomando en cuenta los macroinvertebrados acuáticos en Paraguay (ESPINOZA, et al., 2012). En puerto Rico se aplica el índice BMWP adaptado para Cuba en el año 2013. (GUTIÉRREZ, et al., 2013). Y en el año 2014 se realizan diferentes publicaciones sobre el uso de macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos en países como Venezuela, Bolivia, Uruguay, México, Colombia, Cuba y Puerto Rico (GONZALES & ROLDÁN, 2019).

En Colombia los primeros estudios sobre macroinvertebrados acuáticos se iniciaron en la década de los setenta (ROLDAN, et al., 1973). En su mayoría las identificaciones fueron realizadas por especialistas europeos y norteamericanos, los cuales adaptaron claves taxonómicas para el territorio colombiano (ROLDAN, 2016). Como producto de este trabajo se publicó “Guía para el Estudio de los Macroinvertebrados Acuáticos del Departamento de Antioquia”, trabajo que sirvió

de referencia para el inicio del conocimiento de las comunidades de estos organismos en diferentes regiones del país (ROLDÁN, 1988). El índice BMWP en Colombia, se ha utilizado para realizar algunos trabajos como la adaptación de este método en algunas cuencas del Valle del Cauca. (ZÚÑIGA DE CARDOZO et al., 1997). También se realizó un estudio en el Tolima del río Combeima utilizando el índice. Reinoso en el año 1998 realizó una adaptación del índice para la evaluación de la calidad de las aguas epicontinentales en Colombia (ZAMORA, 1999). Y el sistema para la cuenca de Piedras Blancas en el Departamento de Antioquia fue adaptado por (ROLDÁN, 2001). Finalmente, Roldán (2003) propone la aplicación del índice BMWP para Colombia bajo el nombre de BMWP/Col. (ÁLVAREZ, L. 2005). Partiendo del conocimiento actual que se tiene en Colombia sobre los diferentes grupos de macroinvertebrados hasta el nivel de familia, se utiliza el índice BMWP/Col, como una primera aproximación para evaluar los ecosistemas acuáticos de montaña y su valoración de acuerdo con su grado de adaptación a las diferentes calidades de agua. Cada región, tanto en Colombia como en Latinoamérica, han hecho sus propias valoraciones de puntajes de acuerdo con sus experiencias (GONZALES & ROLDÁN, 2019).

MARCO TEÓRICO

El monitoreo de humedales se identifica como un proceso que observa y estudia la información específica de hipótesis derivadas de actividades de evaluación, y aplicación de resultados de monitoreo (Ramsar, 1971). Por otra parte, el ecosistema acuático es el resultado de la interacción de los organismos que allí viven con la calidad fisicoquímica del agua, la atmósfera y el medio terrestre que lo rodea (ROLDÁN, 2012), si estos factores pierden su equilibrio natural, se puede ver perjudicada la calidad del agua en el humedal. Es por esto que se requiere del monitoreo de los parámetros fisicoquímicos que indican contaminación de tipo doméstico, agropecuario e industrial, de manera periódica; por medio del uso de los macroinvertebrados como bioindicadores de calidad del agua.

La conservación y preservación del humedal Gualí, requiere conocer las diferentes intervenciones antrópicas que afectan el recurso, de tal forma es necesario la implementación de métodos rápidos y eficaces que permitan el diagnóstico del estado del recurso hídrico (GÓMEZ et al., 2007). Este tipo de análisis es elaborado a partir de bioindicadores acuáticos, que son organismos selectos y sensibles al estrés ambiental que permiten evaluar los efectos de los contaminantes y las modificaciones ambientales que ha presentado el cuerpo de agua (MCCARTHY & SHUGART, 1990).

Se considera que un organismo es un buen indicador de calidad del agua cuando este se encuentra invariablemente en un ecosistema de características definidas y cuando su población es porcentualmente superior, o ligeramente similar al resto de los organismos con los que comparte el mismo hábitat. Así, por ejemplo, en aguas frías, transparentes, oligotróficas y bien oxigenadas se espera encontrar poblaciones dominantes de efemerópteros, tricópteros, plecópteros, odonatos, entre otros. Por el contrario, en ríos y quebradas que son contaminadas con materia orgánica, de aguas turbias, con poco oxígeno y eutrofizadas, se espera encontrar poblaciones dominantes de oligoquetos, quironómidos y ciertos moluscos, aunque ocasionalmente pueden hallarse algunos pocos individuos que se consideran indicadores de aguas limpias. En situaciones intermedias, es común encontrar poblaciones dominantes de turbelarios y oligoquetos, mezclados en menor proporción con ciertos efemerópteros y tricópteros (ROLDÁN, 2012).

Los macroinvertebrados que habitan dentro de los humedales, presentan ciertas adaptaciones evolutivas que le permiten encontrarse a determinadas condiciones ambientales y un nivel de tolerancia a las afecciones y alteraciones del ecosistema. Algunos de estos organismos son sensibles bajo determinadas condiciones de alteración y no soportan el nuevo estrés ambiental, mientras que otros suelen ser tolerantes y no se ven afectados, de modo que la alteración de la composición de estos organismos es interpretada como signos evidentes de algún tipo de contaminante. (INSTITUTO TECNOLÓGICO GEOMINERO DE ESPAÑA, 1996). El método BMWP se basa entonces, en la presencia y ausencia de macroinvertebrados en una determinada área, lo que para muchos autores presenta una crítica al método debido a que los macroinvertebrados presentan un ciclo anual lo que puede representar una sustitución temporal de las especies, sin embargo, el método BMWP ha demostrado ser independiente a la estacionalidad según (ZAMORA- MUÑOZ, 1995).

MARCO CONCEPTUAL

1. HUMEDALES:

Los humedales según el Convenio Ramsar protección de humedales, en su artículo número 1 del protocolo “define una zona húmeda o humedal como cualquier extensión de marisma, pantano o turbera, o superficie cubierta de aguas, sean estas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de aguas marinas cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros” (RAMSAR, 1971).

Entre los ecosistemas del planeta, los humedales se destacan por su gran productividad y biodiversidad, semejante con las selvas tropicales. Son terrenos saturados con agua que combinan las características de ecosistemas terrestres y acuáticos, y mantienen una actividad biológica que se adapta muy bien a ambientes húmedos; es común la presencia de animales y plantas estrechamente relacionados con el medio acuático. El agua, el suelo o sustrato, y las comunidades biológicas son elementos fundamentales de los humedales. Estos ecosistemas son importantes por su alta diversidad, control de inundaciones, regulación del clima, por contar con un gran valor económico y social, ya que a su alrededor se desarrollan culturas, actividades de esparcimiento y comunicación de tradiciones (CAR, 2011).

De este modo, los humedales se clasifican en humedales marinos y costeros, humedales continentales y humedales artificiales. En Colombia, la extensión de humedales es de 2.589.839 hectáreas, representadas en áreas de cobertura de cuerpos de agua naturales continentales, hidrófitas continentales, lagunas costeras y manglares (MINAMBIENTE, 2015).

2. BIOINDICACIÓN:

Se define como bioindicador una especie que tiene requerimientos específicos con uno o varias variables físicas o químicas, de tal manera que los cambios en su ecosistema definen su presencia/ausencia, número, morfología o conducta de esa especie en particular. (ALVAREZ & PEREZ, 2007). Los macroinvertebrados acuáticos, han sido ampliamente utilizados para la bioindicación de la calidad del agua debido a sus múltiples ventajas para determinar los cambios físicos y químicos que ocurren de manera natural o introducida por el hombre en un cuerpo hídrico. (ALBA-TERCEDOR, 1996). Ya que se trata de un método simple de evaluación *in situ*, que no requiere de equipos especializados, sino un moderado grado de preparación y conocimiento en morfología y taxonomía de especies de macroinvertebrados. (GIRALDO, 2004).

3. BIOMONITOREO:

Es un programa de evaluación periódica del ambiente, donde se utilizan variables biológicas, para detectar cambios causados por acciones de origen antropogénico (SERMEÑO, et. al., 2010). El cual se basa en muestreos periódicos para implementar un control de calidad o un programa de vigilancia a través del tiempo

(SPRINGER, 2010). El biomonitoreo es más complejo en sistemas hídricos como los humedales, debido a la variabilidad de su hidrología, por lo que la aplicación actualmente no está bien desarrollada para este tipo de ambientes (ROSENBERG, et al., 2008).

4. ÍNDICES BIÓTICOS:

Los índices bióticos son ampliamente utilizados en la evaluación de la calidad biológica de las aguas, en especial de los ríos. Estos índices asocian a los taxa presentes (familia, género, especie) con un valor numérico según su nivel de tolerancia. Este valor, a su vez es utilizado en conjunto con la riqueza taxonómica (índices cualitativos) o en combinación con las abundancias relativas (índices cuantitativos) para llegar a un valor final del índice (SPRINGER, 2010).

5. MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS:

Los macroinvertebrados acuáticos son todos aquellos organismos que viven en el fondo de ríos y lagos, adheridos a la vegetación acuática, troncos y rocas sumergidas, al menos durante parte de su ciclo vital. Se les denomina macroinvertebrados, porque su tamaño va de 0.5 mm hasta alrededor de 5.0 mm, por lo que se les puede observar a simple vista (ROLDÁN, 2016). Los macroinvertebrados acuáticos han adquirido una creciente importancia en el análisis de la calidad del agua debido a que no sólo revelan las condiciones ambientales actuales, sino que actúan como reveladores de las condiciones en el tiempo, además de que los insectos son el grupo biológico más conspicuo en el ambiente acuático (GILLER & MALMQVIST, 2000).

6. BIOLOGICAL MONITORING WORKING PARTY (BMWP/ COL):

Es un índice de bioindicación usado para la complementación de estudios de fuentes hídricas por medio de macroinvertebrados; el cual permite diagnosticar el estado actual de una fuente hídrica desde el punto de vista biológico y así poder hacer estudios integrales de fuentes hídricas, donde no solo se realicen análisis fisicoquímicos, microbiológicos sino también biológicos (MONTROYA, 2016). Roldan y Ramírez lo definen como un índice que consiste en llegar hasta el nivel de familia y darle el calificativo de presencia o ausencia. El puntaje va de 1 a 10 de acuerdo con la tolerancia de los diferentes grupos a la contaminación orgánica, la suma de los puntajes de todas las familias proporciona un puntaje total BMWP/Col (ROLDAN & RAMIREZ, 2008).

7. CONTAMINACIÓN DEL AGUA:

Es la adición de sustancias alóctonas o microorganismos que deterioran su calidad. La calidad se refiere a la aptitud del agua para los usos beneficiosos a los que se ha venido dedicando en el pasado, un contaminante puede ser de origen inerte, como plomo, mercurio y detergentes; o de origen vivo, como el ocasionado por microorganismos provenientes de desechos domésticos (ROLDAN & RAMIREZ, 2008).

Desde el punto de vista ecológico, la calidad del agua tiene una connotación diferente a la requerida para usos domésticos, agrícolas o industriales. En ciertos ecosistemas, a pesar de tener concentraciones elevadas de sales, durezas y alcalinidades, y valores de pH muy ácidos o muy básicos, pueden tener comunidades estables y adaptadas a vivir en dichos medios. En estos casos, la calidad del agua depende fundamentalmente de los aportes naturales dados por las lluvias y por la naturaleza geoquímica del terreno (ROLDAN & RAMÍREZ, 2008).

El uso masivo de abonos para fertilizar los terrenos de cultivo está ocasionando graves problemas de eutrofización en lagos, embalses y ríos, como consecuencia de ello, proliferan las algas y las plantas acuáticas, lo que a su vez provoca cambios drásticos en la fisicoquímica del agua.

8. ANÁLISIS PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS:

Son el único método existente para la identificación y cuantificación de contaminantes, pero sólo proporcionan valores de calidad instantánea del agua. En la normatividad de la mayoría de los países del mundo están definidos estándares de calidad de las aguas, dependiendo si éstas son para abastecimiento, recreación o uso piscícola; también están determinadas para muchos países la frecuencia y las técnicas analíticas de aplicación. A pesar de lo anterior, el análisis periódico de los parámetros fisicoquímicos no es suficiente para definir la calidad del medio acuático, puesto que estos análisis no valoran la alteración del hábitat físico (VON HUMBOLDT, 2005).

9. RED TIPO D-NET

Esta red se usa para hacer un “barrido” a lo largo de las orillas o recodos de la corriente. Tiene la ventaja de que su forma triangular se adapta bien a las superficies

irregulares de las orillas. Su uso debe ser intensivo hasta cubrir un área representativa del lugar de muestreo (10 m a lo largo de ambas orillas) (GONZALES & ARANA, 2014).

10. RECOLECCIÓN MANUAL

Consiste en levantar rocas, piedras, ramas sumergidas y troncos en cuya superficie se encuentran numerosos organismos adheridos (GONZALES & ARANA, 2014).

11. ÍNDICE DE SHANNON-WIENER

Fue desarrollado en el año 1949 basado en la probabilidad de encontrar un determinado individuo en un ecosistema. Este índice se calcula con la siguiente ecuación:

$$H' = -\sum (ni/N) \log_2 (ni/N)$$

Dónde H' es el índice de Shannon–Wiener, ni el número de individuos de la especie “i” de la muestra y N el número total de individuos de la muestra. H' = índice de Shannon-Wiener como índice de diversidad, mide el contenido de información por individuo en muestras obtenidas al azar provenientes de una comunidad ‘extensa’ de la que se conoce el número total de especies S . (SÁNCHEZ, 2009).

12. ÍNDICE DE MARGALEF

Este índice cuantifica la biodiversidad de una comunidad a partir del tamaño de la muestra y del número de especies presentes. (ACEVEDO et al., 2006).

$$R = S - 1 \ln N$$

Dónde R es el índice de Margalef, N el número total de individuos y S el número de especies. Valores del índice inferiores a 2 indican zonas de baja biodiversidad. Valores del índice iguales o superiores a 5 son indicativos de alta biodiversidad.

13. ÍNDICE DE SIMPSON

El índice de dominancia de Simpson se determina a partir de la proporción de individuos de cada especie con respecto al total de individuos de la muestra. Este

índice estima si en un área determinada hay especies muy dominantes y le da poca importancia a las especies raras o menos abundantes. Un sistema es más diverso cuanto menos dominancia de especies hay o en otras palabras cuando la distribución es más equitativa. (SÁNCHEZ, 2009).

$$D= 1- \sum(ni/N)^2$$

Dónde D es el índice de Simpson, ni el número de individuos de la especie “ i ” de la muestra y N el número total de individuos de la muestra. Los valores de este índice están comprendidos entre 0 y 1; valores cercanos a cero corresponden a la existencia de especies muy dominantes, mientras que valores cercanos a uno indican una distribución más equitativa.

MATERIALES Y MÉTODOS

1. UBICACIÓN

El humedal Gualí hace parte de un complejo de humedales en el que se encuentran también el humedal Tres Esquinas y Lagunas Funzhé; estos se encuentran ubicados en la cuenca media del río Bogotá, la cual está localizada en el departamento de Cundinamarca y junto con los ríos Sumapaz, Magdalena, Negro, Minero, Suárez, Blanco, Gacheta y Machetá, conforma el grupo de corrientes de segundo orden del departamento (CAR, ENINCO S.A, ALCALDÍA DE FUNZA, 2017).

Este humedal se encuentra ubicado en la cuenca de tercer orden denominado Cerros Orientales, el complejo de humedales de Gualí, Tres Esquinas y Lagunas del Funzhé está entre los municipios de Funza, Mosquera y Tenjo, en la margen occidental del río Bogotá, localizado dentro de humedales de la Sabana asociados al río Bogotá, entre los cuales se encuentran los humedales de torca, Guaymaral, La Conejera, Córdoba, Tibanica, Jaboque, La Florida, Gualí – Tres Esquinas, Techo, El Burro, Tibabuyes o Juan Amarillo, Laguna la Herrera, El Neuta, Medidor y Santa María del Lago (CAR, ENINCO S.A, ALCALDÍA DE FUNZA, 2017). Nace en cercanías a los cerros ubicados en el sector conocido como La Punta en el municipio de Tenjo y se extiende en sentido sur hasta el río Bogotá en el punto conocido como La Ramda (CAR – EPAM S.A. ESP, 2016).

De acuerdo con la clasificación de la convención Ramsar los humedales Gualí, Tres Esquinas y Lagunas Funzhé se clasifican como un sistema lacustrino, humedales continentales de categoría O Lagos permanentes de agua dulce (de más de 8 ha)

(CAR, ENINCO S.A, ALCALDÍA DE FUNZA, 2017). Por otro lado, el vaso o cuerpo del humedal que hace referencia a la zona acuática tiene un área de 288 hectáreas y está constituido por diversas ciénagas que lo conforman, las cuales se conocen regionalmente con los nombres de: Furatena, Casanare, El Cacique, Palo Blanco, Galicica, Gualí y Tres Esquinas (CAR – EPAM S.A. ESP, 2016).

2. AFECTACIONES ANTRÓPICAS

En el humedal Gualí se contabiliza dentro de sus límites de acuerdo con los registros del IGAC (2012) un total de 958 predios urbanos y 316 predios rurales. Asimismo, el humedal se caracteriza por poseer una alta intervención antrópica generando la pérdida de la flora nativa, lo cual muestra la introducción de especies exóticas como *Eucalyptis globulus*, *Acacia melanoxylum*, *Fraxinus chinensis* entre otros disminuyendo la flora natural y por ende la disminución de las fuentes de alimentación para la fauna silvestre provocando su desplazamiento hacia otra área (CAR, ENINCO S.A, ALCALDÍA DE FUNZA, 2017).

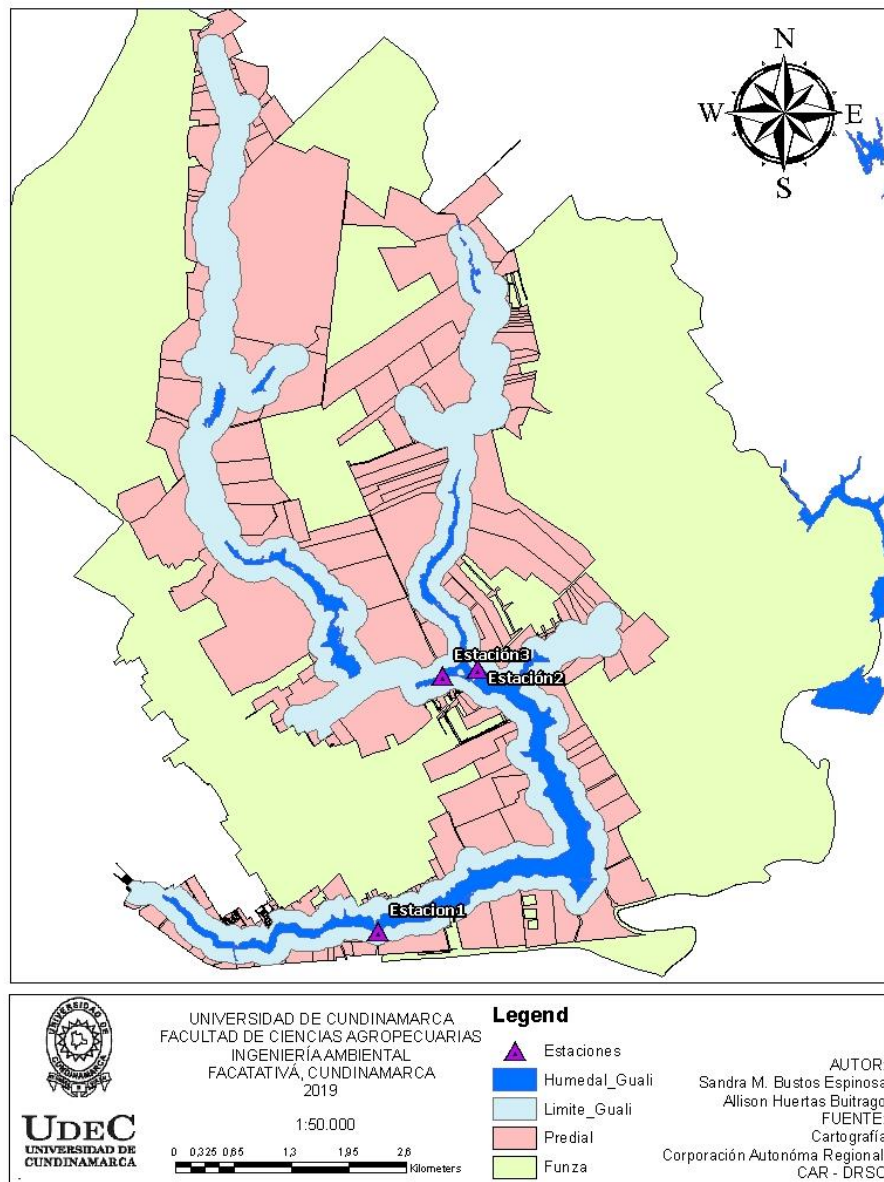
Según la CAR (2014), el humedal tenía hace algunos años una estructura única en forma de cuernos de venado, se alimentaba por la corriente principal conocida como la quebrada del Porte, que nacía en el cerro de las Palmas (Tenjo) en el punto conocido como el Cerrito, la cual hoy a desaparecido. En la actualidad ha sido desecado en varios sectores, aislándolo en diversas ciénagas, algunas prácticamente eliminadas en su totalidad, otras vivas a manera de lagos presentes al interior de haciendas y otras conectadas solo en épocas de invierno. Por otro lado, el suelo que comprende al humedal tiene diferentes clases de uso antrópico que impactan el ecosistema como en el sector agrícola, agropecuario, comercial, industrial, institucional, pecuario, recreación activa y pasiva, residencial, para riego, para disposición de residuos sólidos a cielo abierto, vertimientos de aguas residuales y vías; asimismo, hay sectores de conservación, de uso forestal y sin uso, este último con coberturas vegetales de pastos arbolados no plantados, enmalezados sin mantenimiento, pastos limpios, tierras desnudas y/o con degradación inicial o avanzada (CAR – EPAM S.A. ESP, 2016).

3. LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO

Los puntos de muestreo se encuentran localizados a 2550 m.s.n.m, los cuales fueron elegidos en acompañamiento de funcionarios de la alcaldía de Funza de acuerdo a la extensión del humedal, las intervenciones antrópicas puntuales y teniendo en cuenta zonas de fácil acceso para el desarrollo integral de la investigación. De esta manera, se establecieron un total de 3 estaciones específicas


de muestreo las cuales poseen afectaciones antrópicas diferentes, la estación 1 presenta vertimientos de aguas lluvias, la estación 2 y 3 presenta vertimientos de agua residual doméstica (ESPEJO, 2017). Además, cuentan con industrias circundantes, y urbanización perimetral. Definidos los puntos se tomaron mediante GPS las coordenadas geográficas de cada estación y se realizó un registro fotográfico de la zona.


Imagen 1. Georreferenciación, estaciones de muestreo.



Autores

Tabla 1. Ubicación estaciones de muestreo humedal Gualí.

| Estaciones | Coordenadas | Descripción | Fotografía |
|--|---|---|--|
| <p>Estación 1: Funza - Tres esquinas, entrada por la Calle 13</p> <p>2560 m.s.n.m.</p> | <p>Latitud: 4°42'2.88" N</p> <p>Longitud: 74°12'4.4387" O</p> | <p>La zona de muestreo presenta material vegetal flotante como buchón de agua y junco, no se aprecia espejo de agua, se encuentra al lado de la carretera de ingreso al municipio de Funza por la Calle 13 de Bogotá, por tal razón es de fácil acceso.</p> |  |
| <p>Estación 2: Siberia, Big Cola sentido Norte</p> <p>2554 m.s.n.m.</p> | <p>Latitud: 4°43'39.5095" N</p> <p>Longitud: 74°11'28.2752" O</p> | <p>La zona de muestreo presenta material vegetal flotante como buchón de agua, no se aprecia espejo de agua, se encuentra al lado de la avenida Siberia en sentido norte de Funza hacia Bogotá por la calle 80, por tal razón es de fácil acceso.</p> |  |

| | | | |
|---|--|---|---|
| <p>Estación 3: Siberia, Big cola sentido Sur</p> <p>2556 m.s.n.m.</p> | <p>Latitud: 4°43'36.7076" N</p> <p>Longitud: 74°11'40.8" O</p> | <p>A esta estación se ingresa por una vía destapada cerca de la avenida Siberia en sentido sur de Bogotá hacia Funza por la calle 80, por tal razón es de fácil acceso.</p> <p>La zona de muestreo presenta material vegetal flotante como buchón de agua y no se aprecia espejo de agua.</p> |  |
|---|--|---|---|

Autores.

4. DETERMINACIÓN DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS

4.1. FASE DE CAMPO

Para la colecta de macroinvertebrados en cada estación se muestrearon diferentes sustratos; rocosos, orillas con vegetación y macrófitos (BARBOUR et al., 1999). La toma de muestras en campo se llevó a cabo de 9:00 a 11:00 de la mañana, durante los meses de mayo y junio de 2018 (época de lluvia), y en los meses de junio, julio de 2018 y enero del 2019 (época de sequía). Se realizó con ayuda de una red D-Net de 90 micras, adicionalmente para que las muestras fueran representativas se revisó manualmente con la ayuda de una pinza, en piedras y material vegetal sumergido, por un tiempo de 15 minutos en cada estación. Las muestras con sedimento fueron colectadas y separadas con un tamiz de 60 μm y se determinó una escala de abundancia relativa (muy abundante, abundante, frecuente, escasa) para poder determinar datos de diversidad, dominancia y riqueza debido a que hay una fuerte correlación entre la diversidad de estas comunidades con respecto a la calidad del agua (CAR – EPAM S.A. ESP, 2016).

El material colectado fue depositado en recipientes con alcohol al 96% y etiquetadas para su posterior identificación con guías y claves taxonómicas y llevado al Laboratorio de la Universidad de Cundinamarca para su posterior separación e identificación hasta el nivel taxonómico de familia con base en literatura concerniente (ROLDÁN, 1988).

Imagen 2. Malla tipo D-Net



Autores.

Imagen 3. Revisión manual de macrofitas



Autores.

Imagen 4. Recipientes con alcohol al 96%



Autores.

Imagen 5. Recipientes etiquetados



Autores.

4.2. FASE DE LABORATORIO

Para la fase de laboratorio se desarrolló en las instalaciones de la Universidad de Cundinamarca, donde se determinaron cada uno de los individuos y se realizó la curaduría respectiva a cada una de las muestras. Enseguida se procedió a observar en el estereoscopio (modelo S9i, marca Leica Microsystems), y a separar los organismos para determinar el nivel de familia al que pertenecen; se obtuvieron, además, los valores de abundancias relativas, para los diferentes taxas encontrados.

Imagen 6. Curaduría de las muestras colectadas



Autores.

Imagen 7. Revisión de las muestras con estereoscopio óptico



Autores.

5. DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS FISCOQUÍMICOS

5.1. FASE DE CAMPO

El 31 de enero de 2019 se llevó a cabo la toma de muestras puntuales de agua superficial en las 3 estaciones de estudio del Humedal Gualí, con el apoyo de la Dirección de Laboratorio e Innovación Ambiental (DLIA) de la CAR.

La toma de muestras se ejecutó siguiendo los protocolos de toma de muestra estipulados por la DLIA de la CAR en los documentos oficiales GAM –POE – 37 Versión 20 (Toma y preservación de muestras en la Matriz Agua), GAM – POE – 40 Versión 10 (Medición y Calculo de Caudales de muestreo), GAM – POE – 42 Versión 06 (Determinación de pH en campo por el método Potenciométrico), GAM – POE – 06 (Determinación de conductividad en Campo), GAM – POE – 44 Versión 06 (Determinación de Oxígeno Disuelto en Campo). Se tomó insitu los parámetros de pH, temperatura, conductividad y oxígeno disuelto.

Imagen 8. Toma de muestras fisicoquímicas



Autores.

Imagen 9. Muestras de agua



Autores.

5.2. FASE DE LABORATORIO

La toma de muestras puntuales de agua superficial y su procesamiento de las 3 estaciones de estudio del humedal Gualí en el municipio de Funza, Cundinamarca fueron analizadas en las instalaciones de la Dirección de Laboratorio e Innovación Ambiental (DLIA) de la CAR, en estas se determinaron algunos de los parámetros fisicoquímicos los cuales son DBO, DQO y Cloruros, más los que se tomaron en campo, puesto que en los datos históricos no se contaban con datos del presente año, gracias a la Dirección de Laboratorio e Innovación Ambiental (DLIA) de la CAR.

Para determinar los parámetros fisicoquímicos de las estaciones de muestreo se usaron datos históricos tomados por la CAR en el humedal Gualí desde el año 2009 hasta el año 2018, estos reportes de resultados contienen parámetros que no se usaron en el presente estudio, dado que son resultados por debajo del valor límite detectable, indicando que estos contaminantes no están presentes en el humedal ni se generan por los vertimientos que llegan.

Tabla 2. Método analítico y unidades utilizadas para determinar los parámetros fisicoquímicos

| Parámetro | Unidades | Método Analítico |
|-----------------------------|----------------------------|---|
| DBO | mg O ₂ / L | Incubación a 5 días y electrodo de Membrana (SM 5210 B, 4500-O G) |
| DQO* | mg O ₂ / L | Reflujo Abierto (SM 5220 B) |
| DQO | mg O ₂ / L | Reflujo cerrado colorimétrico (SM 5220 B) |
| Cloruros | mg / L | Cromatografía Iónica. EPA 300.1 Rev 1.0 |
| Oxígeno Disuelto en Campo | mg O ₂ / L | Electrodo de membrana (SM 4500- O G) |
| pH en campo | Unidades de pH | Electrométrico (SM 4500-H B) |
| Nitratos | mg / L | Calculo (Cromatografía Iónica, EPA 300.1 Rev 1,0 Modificado) |
| Nitritos | mg / L | Calculo (Cromatografía Iónica, EPA 300.1 Rev 1,0 Modificado) |
| Nitrógeno Amoniacal | mg N – NH ₃ / L | Colorimétrico – Nessler (SM 417 B – Ed 16) |
| Fosforo Total | mg – P / L | Digestión Ácida – Ácido Ascórbico, SM 4500 – P B, E |
| Conductividad Eléctrica | µs/cm | Electrométrico (SM 2510 B) |
| Solidos Suspendidos Totales | mg - SST/L | Gravimétrico – Secado a 103 – 105 °C, SM 2540 D |
| Sulfatos | mg / L | Cromatografía Iónica. EPA 300.1 Rev 1.0 Modificado |

Dirección de Laboratorio e Innovación Ambiental de la CAR.

El Laboratorio Ambiental de la CAR, se encuentra acreditado por el IDEAM resolución No. 0243 del 10 de septiembre de 2007 según norma NTC – ISO – IEC 17025 “Requisitos generales de competencia de laboratorios de ensayo y calibración” para los parámetros de DBO, DQO, Oxígeno Disuelto, pH y Solidos Suspendidos; asimismo, por la Resolución No. 914 del 10 de junio de 2009, extensión de acreditación para los parámetros de calidad de agua como Sulfatos, Cloruros y fosforo Total.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN




6. BIODIVERSIDAD DE MACROINVERTEBRADOS





6.1. IDENTIFICACIÓN DE LOS MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS





Los macroinvertebrados acuáticos son los organismos más ampliamente utilizados en biomonitoreo de agua dulce de impacto antrópico, debido a sus características y rasgos biológicos pueden ser usados como bioindicadores en alteraciones ambientales. (BONADA, 2006). Teniendo en cuenta lo descrito por Bonada se agruparon los individuos con características similares a simple vista, y con un estereomicroscopio óptico y bibliografía especializada se determinó con más detalle el taxón de phylum hasta el nivel de familia usando las claves taxonómicas descritas en los libros “Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia” (ROLDÁN, 1988). “Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos” (DOMINGUEZ & FERNANDEZ, 2009), “Aquatic Insects of North America” (MERRITT, et al, 2008) y “Hemipteros acuáticos y semiacuáticos del neotrópico” (ARISTIZABAL & GARCÍA, 2017). De los cuales se identificaron un total de 709 individuos a partir del monitoreo realizado en 3 estaciones de muestreo, donde fue posible determinar orden, clase y familia.





La determinación se realizó hasta el nivel de familia, pues según Reece se ha demostrado que esta jerarquía taxonómica puede arrojar similares resultados a los obtenidos con niveles taxonómicos más específicos. Por otro lado, las identificaciones resultan ser más rápidas y seguras en especial cuando en las muestras de los bentos predominan ninfas y larvas de los primeros estadios. (REECE et al. 2001).


Tabla 3. Fotografías e identificación taxonómica de Macroinvertebrados Acuáticos, visto desde un objetivo 10X.

| INDIVIDUO | TAXONOMÍA |
|---|---|
|  | <p>CLASE: <i>Insecta</i> ORDEN: <i>Díptera</i> FAMILIA: <i>Chironomidae</i> ESTADIO: Larva HÁBITAT: Acuático</p> |
|  | <p>ORDEN: <i>Díptera</i> FAMILIA: <i>Culicidae</i> ESTADIO: Pupa HÁBITAT: Acuático</p> |
|  | <p>ORDEN: <i>Díptera</i> FAMILIA: <i>Culicidae</i> ESTADIO: Larva HÁBITAT: Acuático</p> |

| | |
|---|---|
|  | <p>ORDEN: <i>Tricladida</i> FAMILIA: <i>Dugesiiidae</i> ESTADIO: Adulto HÁBITAT: Acuático</p> |
|  | <p>ORDEN: <i>Díptera</i> FAMILIA: <i>Psychodidae</i> GÉNERO: morfoespecie 1 ESTADIO: Larva HÁBITAT: Acuático</p> |
|  | <p>ORDEN: <i>Díptera</i> FAMILIA: <i>Psychodidae</i> GÉNERO: morfoespecie 2 ESTADIO: Larva HÁBITAT: Acuático</p> |
|  | <p>ORDEN: <i>Díptera</i> FAMILIA: <i>Psychodidae</i> ESTADIO: Pupa HÁBITAT: Acuático</p> |

| | |
|---|---|
|  | <p>ORDEN: <i>Basommatophora</i> FAMILIA: <i>Physidae</i> ESTADIO: Adulto HABITAT: Acuático</p> |
|  | <p>ORDEN: <i>Díptera</i> FAMILIA: <i>Syrphidae</i> ESTADIO: Larva HÁBITAT: Acuático</p> |
|  | <p>ORDEN: <i>Díptera</i> FAMILIA: <i>Syrphidae</i> ESTADIO: Adulto HÁBITAT: Terrestre</p> |
|  | <p>ORDEN: <i>Coleoptero</i> FAMILIA: <i>Scirtidae</i> ESTADIO: Adulto HÁBITAT: Terrestre</p> |

| | |
|---|---|
|  | <p>ORDEN: <i>Díptera</i> FAMILIA: <i>Tipulidae</i> ESTADIO: Larva HÁBITAT: Acuático</p> |
|  | <p>ORDEN: <i>Hemíptera</i> FAMILIA: <i>Veliidae</i> ESTADIO: Juvenil HÁBITAT: Acuático</p> |
|  | <p>ORDEN: <i>Coleoptera</i> FAMILIA: <i>Elmidae</i> ESTADIO: Adulto HÁBITAT: Acuático</p> |
|  | <p>ORDEN: <i>Amphipoda</i> FAMILIA: <i>Hyalellidae</i> ESTADIO: Adulto HÁBITAT: Acuático</p> |

| | | |
|--|---|---|
| |  | <p style="text-align: center;">ORDEN: <i>Díptero</i> FAMILIA: <i>Ceratopogonidae</i> ESTADIO: Pupa HÁBITAT: Acuático</p> |
|--|---|---|

Autores.

6.2. TAXONES DE LOS MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS HALLADOS

El presente estudio fue realizado en los meses de mayo y junio del 2018 (época de lluvia) y junio, julio del 2018 y enero de 2019 (época de sequía). De los cuales se registraron en su mayoría macroinvertebrados que corresponden a estados larvarios de insectos.

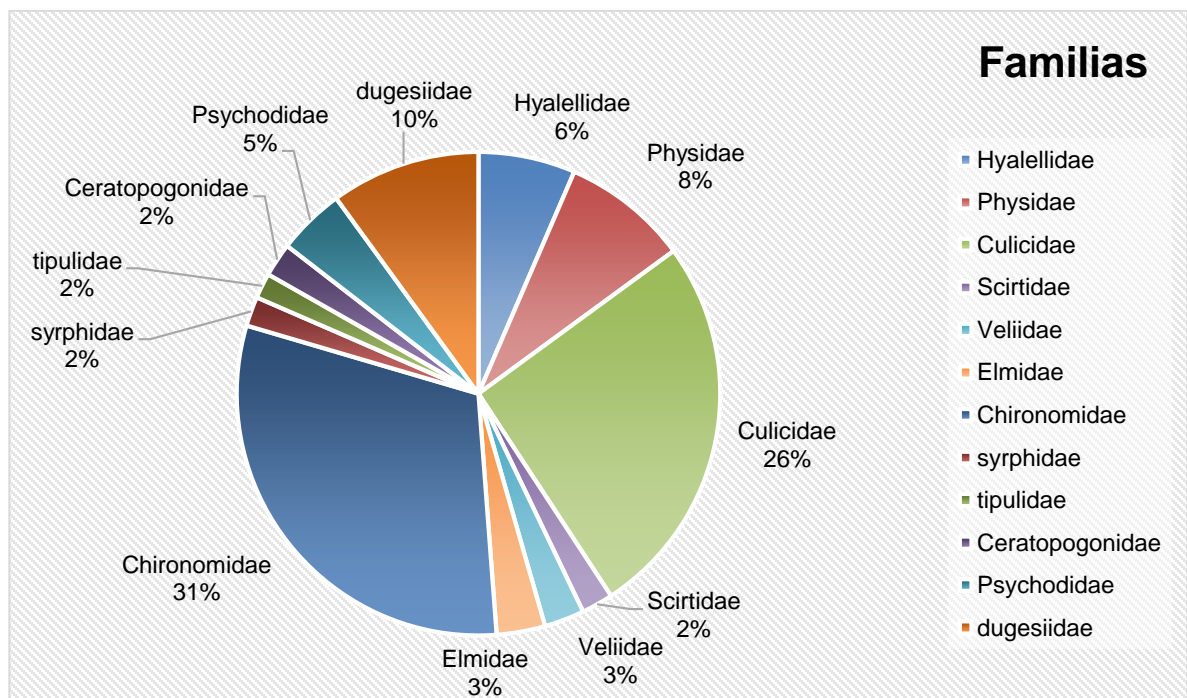
Tabla 4. Lista taxonómica de los macroinvertebrados colectados y número de individuos

| Clase | Orden | Familia | Genero | Individ. |
|---------------------|-----------------------|------------------------|----------------|----------|
| <i>Insecta</i> | <i>Díptera</i> | <i>Chironomidae</i> | | 218 |
| | | <i>Culicidae</i> | | 183 |
| | | <i>Syrphidae</i> | | 14 |
| | | <i>Psychodidae</i> | Morfoespecie 1 | 12 |
| | | <i>Psychodidae</i> | Morfoespecie 2 | 20 |
| | | <i>Tipulidae</i> | | 12 |
| | | <i>Ceratopogonidae</i> | | 16 |
| | <i>Coleoptera</i> | <i>Scirtidae</i> | | 15 |
| | | <i>Elmidae</i> | | 23 |
| | | <i>Veliidae</i> | | 19 |
| <i>Tricladida</i> | <i>Dugesiiidae</i> | | 71 | |
| <i>Gastropoda</i> | <i>Basommatophora</i> | <i>Physidae</i> | | 60 |
| <i>Malacostraca</i> | <i>Amphipoda</i> | <i>Hyaellidae</i> | | 46 |
| TOTAL | | | | 709 |

Autores.

Se encontraron un total de 709 macroinvertebrados acuáticos en las 3 estaciones de muestreo, donde se identificaron 3 clases, 5 órdenes y 12 familias de macroinvertebrados bentónicos en la periferia del humedal Gualí. Donde las familias que se registraron con mayor cantidad de individuos y fueron recurrentes en las 3 estaciones fue la familia *Chironomidae* con un porcentaje del 31%, y la familia *Culicidae* con un porcentaje del 26% Ver gráfica (1).

Grafica 1. Representación de las familias de macroinvertebrados acuáticos colectados durante el estudio en el humedal Gualí, 2018 - 2019.



Autores.

Dentro de los resultados generales se detectó la presencia de organismos indicadores de aguas contaminadas, familias como *Culicidae*, *Chironomidae*, *Syrphidae*, *Ceratopogonidae*, *Physidae* y *Tipulidae* sumadas representan el 71% de los organismos colectados, los cuales hacen referencia a aguas contaminadas, las demás familias como *Veliidae*, *Hyalellidae*, *Dugesiiidae*, *Psychodidae* y *Scirtidae* habitan en aguas con mejores condiciones en términos de calidad y representan el 29% del total de los macroinvertebrados colectados.

6.3. ÍNDICES DE DIVERSIDAD, RIQUEZA Y DOMINANCIA

Los índices de biodiversidad nos permiten medir y cuantificar la cantidad de familias de macroinvertebrados que habitan en un cuerpo de agua teniendo en cuenta los taxones encontrados en un área determinada del cuerpo hídrico, en este caso determinado por 3 estaciones de muestreo en todo el humedal Gualí. Los índices de Margaleff, Simpson y Shannon-Wiener, fueron los índices utilizados para determinar riqueza, dominancia y diversidad respectivamente, los cuales pueden indicar condiciones generales de la calidad del agua, valores altos en los índices representan valores buenos de calidad del agua. (BARRERA & MONRROY, 2015).

Tabla 5. Estación (1) Índices biodiversidad Shannon Wiener, Simpson y Margalef

| ESTACIÓN 1 | | | | | | | | | | |
|---|----------------|-------------------|----------------------|---------------|---------|------|--------------|----------|-----|-----------|
| Latitud: 4°42'12.12" N - Longitud: 74°12'14.76" O | | | | | | | | | | |
| Familia | Shannon Wiener | | | | Simpson | | | Margalef | | |
| | Pi= ni/Ni | Log natural de Pi | (Pi) (log nat de pi) | Diversidad H' | n | N | Abundancia S | S | N | Riqueza I |
| <i>Hyalellidae</i> | 0,21 | -1,55 | -0,329 | 1,997 | 46 | 217 | 0,04 | 7 | 217 | 1,1152629 |
| <i>Physidae</i> | 0,14 | -1,98 | -0,274 | | 30 | 217 | 0,02 | | | |
| <i>Culicidae</i> | 0,2 | -1,62 | -0,321 | | 43 | 217 | 0,04 | | | |
| <i>Scirtidae</i> | 0,06 | -2,89 | -0,16 | | 12 | 217 | 0 | | | |
| <i>Veliidae</i> | 0,09 | -2,44 | -0,213 | | 19 | 217 | 0,01 | | | |
| <i>Elmidae</i> | 0,11 | -2,24 | -0,238 | | 23 | 217 | 0,01 | | | |
| <i>Chironomidae</i> | 0,12 | -2,16 | -0,249 | | 25 | 217 | 0,01 | | | |
| <i>Dugesidae</i> | 0,09 | -2,44 | -0,213 | | 19 | 217 | 0,01 | | | |
| | | | | | | D | 0,15 | | | |
| TOTAL | | | -1,997 | | D-1 | 0,85 | | | | |

Autores.

Tabla 6. Estación (2) Índices biodiversidad Shannon Wiener, Simpson y Margalef

| ESTACIÓN 2 | | | | | | | | | | |
|---|----------------|-------------------|----------------------|---------------|---------|------|--------------|----------|-----|---------------|
| Latitud: 4°43'39.5095" N Longitud: 74°11'28.2752" O | | | | | | | | | | |
| Familia | Shannon Wiener | | | | Simpson | | | Margalef | | |
| | Pi= ni/Ni | Log natural de Pi | (Pi) (log nat de pi) | Diversidad H' | n | N | Abundancia S | S | N | Riqueza I |
| <i>Culicidae</i> | 0,31 | -1,17 | -0,363 | 1,614 | 81 | 260 | 0,10 | 7 | 260 | 1,07900 44 |
| <i>syrphidae</i> | 0,05 | -2,92 | -0,157 | | 14 | 260 | 0,00 | | | |
| <i>Chironomidae</i> | 0,38 | -0,97 | -0,368 | | 99 | 260 | 0,14 | | | |
| <i>Physidae</i> | 0,05 | -2,92 | -0,157 | | 14 | 260 | 0,00 | | | |
| <i>tipulidae</i> | 0,05 | -3,08 | -0,142 | | 12 | 260 | 0,00 | | | |
| <i>Ceratopogonidae</i> | 0,06 | -2,79 | -0,172 | | 16 | 260 | 0,00 | | | |
| <i>Dugesidae</i> | 0,08 | -2,52 | -0,203 | | 21 | 260 | 0,01 | | | |
| <i>Scirtidae</i> | 0,01 | -4,46 | -0,051 | | 3 | 260 | 0,00 | | | |
| | | | | | | D | 0,26 | | | |
| TOTAL | | | -1,614 | | D-1 | 0,74 | | | | |

Autores.

Tabla 7. Estación (3) Índices biodiversidad Shannon Wiener, Simpson y Margalef

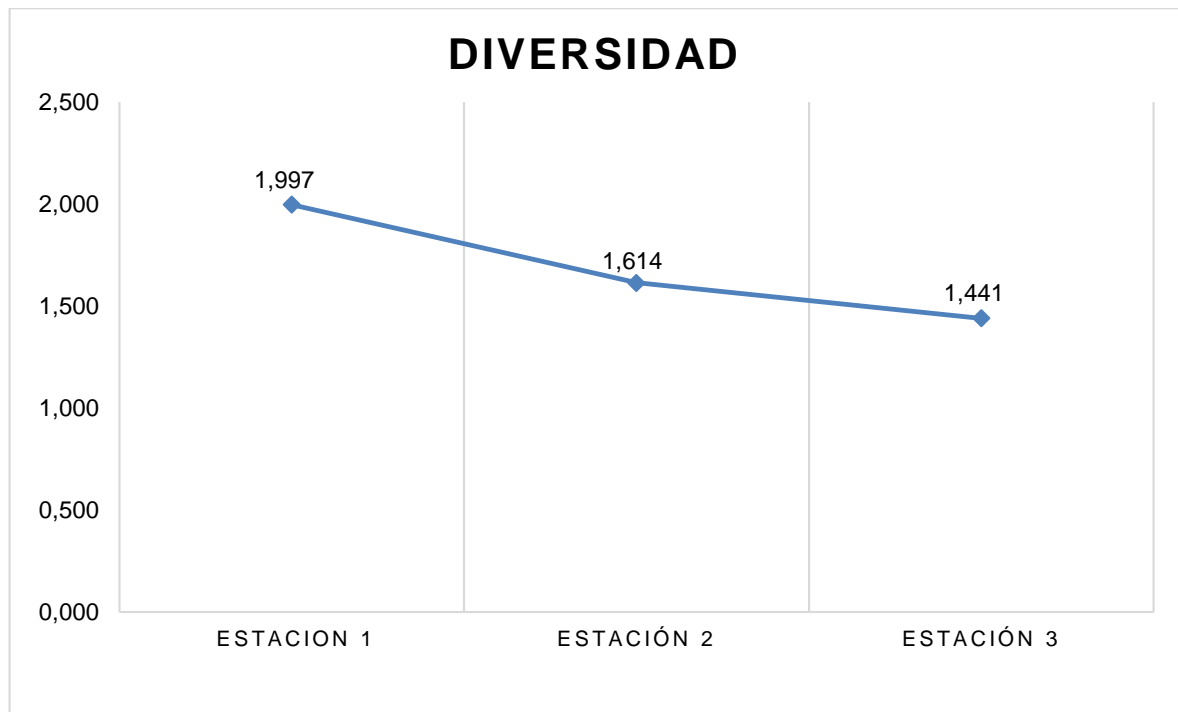
| ESTACIÓN 3 | | | | | | | | | | |
|--|----------------|-------------------|----------------------|---------------|---------|------|--------------|----------|-----|------------|
| Latitud: 4°43'36.7076" N Longitud: 74°11'40.8" O | | | | | | | | | | |
| Familia | Shannon Wiener | | | | Simpson | | | Margalef | | |
| | Pi= ni/Ni | Log natural de Pi | (Pi) (log nat de pi) | Diversidad H' | n | N | Abundancia S | S | N | Riqueza I |
| <i>Psychodidae</i> | 0,14 | -1,98 | -0,273 | 1,441 | 32 | 232 | 0,02 | 5 | 232 | 0,73438459 |
| <i>dugesidae</i> | 0,13 | -2,01 | -0,269 | | 31 | 232 | 0,02 | | | |
| <i>Chironomidae</i> | 0,41 | -0,90 | -0,366 | | 94 | 232 | 0,16 | | | |
| <i>Physidae</i> | 0,07 | -2,67 | -0,184 | | 16 | 232 | 0,00 | | | |
| <i>culicidae</i> | 0,25 | -1,37 | -0,348 | | 59 | 232 | 0,06 | | | |
| | | | | | | D | 0,27 | | | |
| TOTAL | | | -1,441 | | D-1 | 0,73 | | | | |

Autores.

6.3.1. Índice de diversidad de Shannon – Wiener

El índice Shannon-Wiener se utilizó para determinar la diversidad de familias, debido a que la diversidad tiene una relación entre el grado de contaminación y las comunidades de macroinvertebrados, ya que se presume que un ambiente no contaminado contiene un gran número de familias distintas sin que ninguna de ellas sea especialmente abundante. Como se evidencia en la gráfica 2, la estación que presentó menor diversidad fue la estación tres con un valor de 1.441, valor que puede estar relacionado con las condiciones ambientales de la estación de muestreo ya que cuando existen procesos de contaminación desaparecen las familias más sensibles y aumenta la población de las que pueden resultar favorecidas, puesto que la disminución de competencia o depredación tiene como resultado la pérdida de diversidad. (PINILLA, 2000). De acuerdo al índice de Shannon-Wiener los ecosistemas con diversidad (H') igual o menor a 2 se consideran que tienen una diversidad relativamente baja, de acuerdo a los valores de H' encontrados en las tres estaciones se puede inferir que todas tienen una diversidad considerablemente baja, que puede ser consecuencia de perturbaciones y estrés ambiental.

Gráfica 2. Resultados del índice de diversidad de Shannon-Wiener

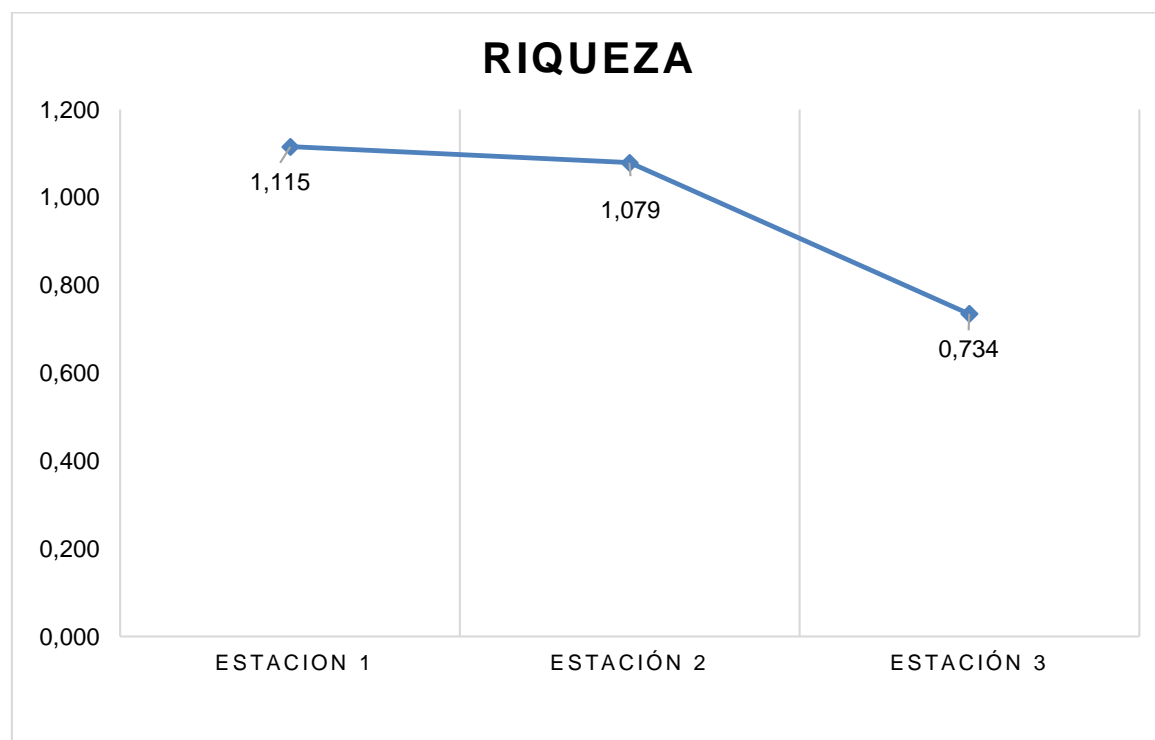


Autores.

6.3.2. Índice de riqueza de Margalef

El índice de Margalef expresa la riqueza específica de una muestra de una forma sencilla, teniendo en cuenta simultáneamente el número de taxas y el número de individuos, en cuanto al nivel de riqueza no se encontraron diferencias significativas entre las estaciones de muestreo, sin embargo la estación con menor riqueza es la numero tres, probablemente a la descarga recurrente de aguas residuales que recibe el humedal, tal factor aumenta la concentración de materia orgánica lo que beneficia la abundancia de algunos taxones sobre otros, especialmente de la familia *chironomidae* y *culicidae*, la alta presencia de estas dos familias reflejan una situación de aguas fuertemente polucionadas. En términos generales las tres estaciones poseen bajos valores de riqueza de macroinvertebrados, lo cual es frecuente en este tipo de sistemas lenticos (humedal urbano) dado que presenta fuertes presiones antrópicas como la contaminación por materia orgánica, la eutrofización y la descarga de vertimientos de aguas residuales entre otros, que producen cambios en la estructura y funcionamiento de las comunidades biológicas que albergan el humedal Gualí. (RIVERA & PINILLA, 2013).

Gráfica 3. Resultados del índice de riqueza de Margalef

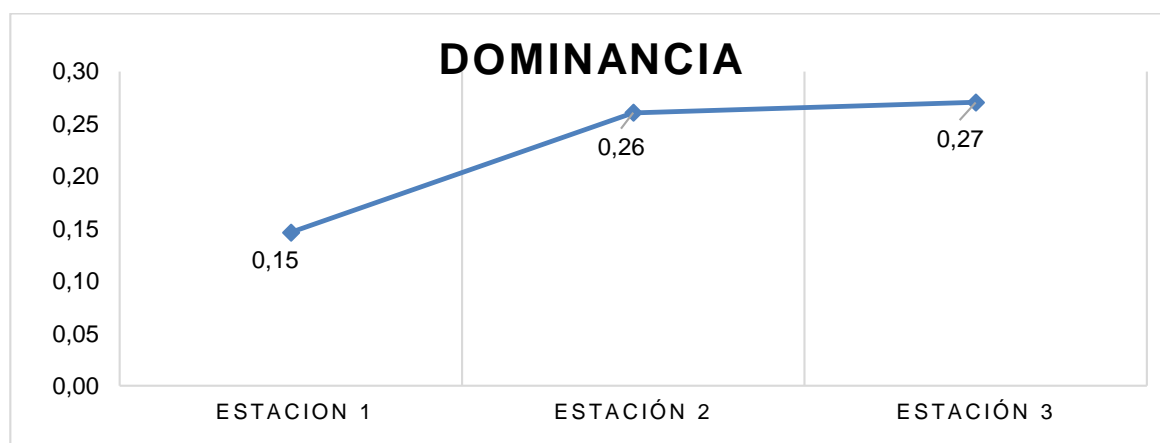


Autores.

6.3.3. Índice de dominancia de Simpson

La estación donde se encontró mayor dominancia fue la estación 3, con un valor de 0,27 lo que indica que hubo abundancia específica de una familia en particular, siendo *Chironomidae* la más dominante, dicha familia además demuestra permanencia en todas las estaciones ya que es un taxón resistente y resiliente frente a las presiones antrópicas, como la urbanización y sustitución de la vegetación nativa (MARONEZE et al., 2011). Además, *Chironomidae* aumenta cuando hay bajos niveles de oxígeno y el espectro de distribución de la familia *Chironomidae* está relacionado con la calidad de agua que presentan las distintas regiones zoogeográficas. (RIVERA et al., 2008), de igual forma son organismos altamente tolerantes a la contaminación generada por el enriquecimiento de materia orgánica e inorgánica (ROLDAN, 2003). Sin embargo, para la estación 2, la familia dominante fue *Culicidae* con un valor de 0.26, la cual posee características de resiliencia, o las condiciones óptimas del hábitat les permite su permanencia para dicha estación de muestreo, ya que por lo general son organismos indicadores de aguas mesotróficas es decir aguas que mantienen lechos de plantas acuáticas sumergidas, y niveles medios de nutrientes (ROLDÁN, 1988). Su recurrente permanencia en las 3 estaciones y evidente dominancia en la estación 2 se debe a su amplia diversidad ecológica, la capacidad oportunista y la adaptación a todo tipo de colecciones hídricas y ambientes. (CHORDÁ, 2014). Finalmente, en la estación 1 se encontró un valor bajo de dominancia, las familias se encontraron en similares proporciones, sin embargo, *Hyaellidae* fue la más abundante con un 21%, la cual vive en presencia de altas conductividades y están asociados a vegetación acuática, se alimentan de MO en descomposición (MOYA et al., 2009). Pero dicha familia no es significativa en relación a los demás taxones hallados puesto que en similar proporción se encontró *Culicidae* con un 20%.

Gráfica 4. Resultados del índice de diversidad basado en la dominancia de Simpson.



Autores.

6.4. PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS – DATOS HISTÓRICOS (2009 – 2019).

Se realizó la consolidación de los datos disponibles por año teniendo en cuenta si la toma de muestras fue en época de lluvia o en época de sequía de las características fisicoquímicas de las tres estaciones de estudio dadas por la CAR. En algunos casos, aquellos valores de los parámetros que se encuentran en cero se deben a que fueron valores mínimos detectables en las pruebas de laboratorio o que fueron menores a los límites de cuantificación. De la estación 2 no se obtuvo información del año 2017.

En general los resultados de los parámetros presentan valores que están por fuera de los rangos definidos como criterios de calidad en el Acuerdo 43, el cual fue emitido el 17 de octubre del año 2006 por el que se establecen los objetivos de calidad del agua para la cuenca del río Bogotá a lograr en el año 2020, específicamente en el artículo 1, que trata de la clasificación de usos de agua para la cuenca del río Bogotá y valores para los parámetros de calidad a aplicar por clase; en este caso, Clase III: Corresponde a los valores asignados a la calidad de los embalses, lagunas humedales y demás cuerpos lenticos de aguas ubicados dentro de la cuenca del río Bogotá, es decir que las aguas de estas tres estaciones de estudio en el humedal Gualí, no han cumplido con los criterios de calidad para los cuerpos lenticos de la cuenca del río Bogotá (CAR – EPAM S.A. ESP, 2016).

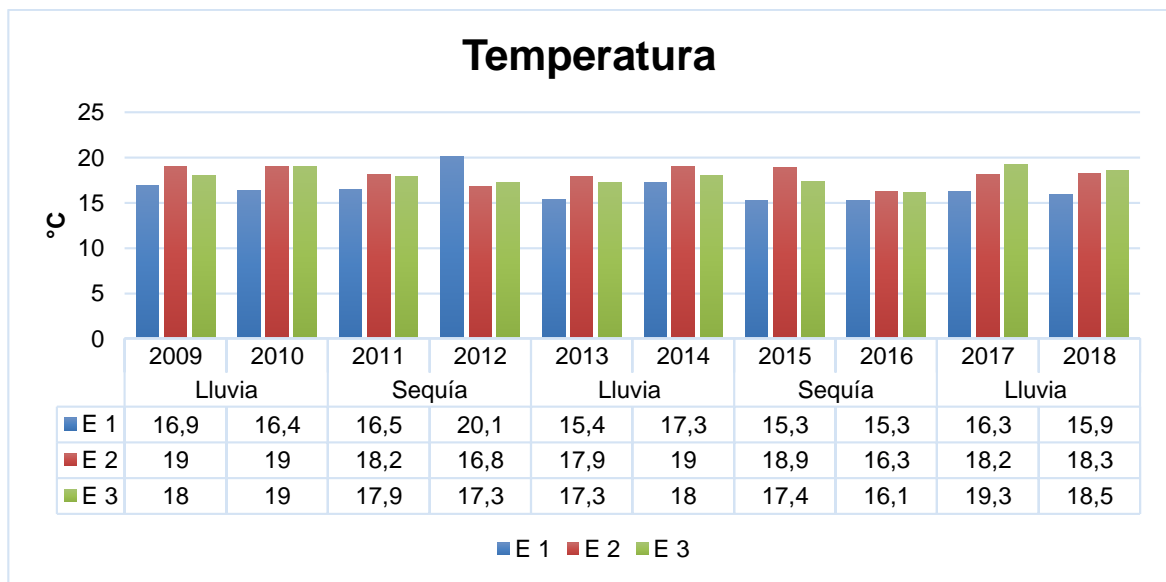
A continuación, se presenta la recopilación de la información de parámetros fisicoquímicos desde el año 2009 hasta el año 2019 en las estaciones de estudio.

6.4.1. Temperatura

La radiación solar corresponde al espectro lumínico y la penetración de sus ondas en el agua, la cual, desde el punto de vista fotosintético, es fundamental para la productividad primaria en los ecosistemas acuáticos. En los lagos tropicales que presentan mayor temperatura que los de las zonas templada y polar, habrá menor concentración de oxígeno disponible. Además, en altas temperaturas, la solubilidad del oxígeno es muy baja y su demanda es mayor por el aumento de la tasa de oxidación biológica, así, las temperaturas elevadas implican aceleración de la putrefacción, con lo que aumenta la DBO y disminuye el oxígeno disuelto (ROLDÁN & RAMÍREZ, 2008).

El balance de calor o de temperatura en cada uno de los elementos que conforman el sistema es función de la transferencia de calor de los elementos adyacentes, de los sedimentos, el agua, la atmosfera, las entradas y salidas del sistema. Dado que todas las reacciones y las condiciones bioquímicas que afectan la concentración de los componentes a moldear dependen de la temperatura (CAR – EPAN S.A. ESP, 2016).

Gráfica 5. Datos Históricos de Temperatura



Autores.

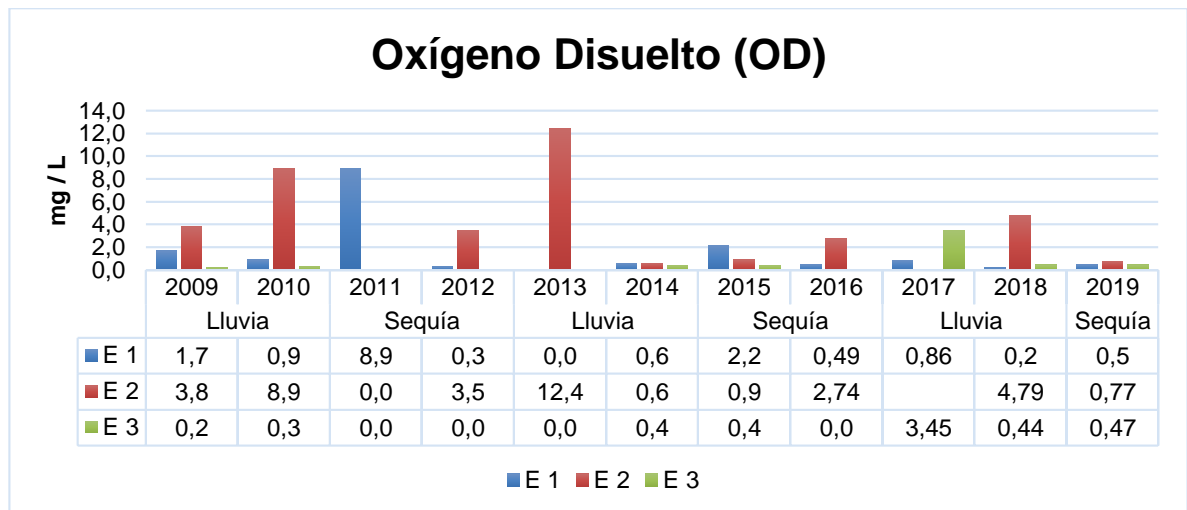
El humedal Gualí al ser un cuerpo de agua receptora se debe tener en cuenta la temperatura ya que es importante a causa de sus efectos sobre la solubilidad del oxígeno y, en consecuencia, sobre las velocidades en el metabolismo, difusión y reacciones químicas y bioquímicas; sin embargo, como se muestra en la gráfica 5, la temperatura tiene un comportamiento sin mayores variaciones en cada una de las estaciones durante los últimos 10 años.

6.4.2. Oxígeno disuelto

El oxígeno es uno de los indicadores más importantes que debe ser medido para la calidad del agua, los principales fenómenos que interactúan en el balance del oxígeno disuelto (OD) son: el consumo por oxidación de materia orgánica y la producción por re aireación. Se puede decir además que, a mayor contaminación,

menor solubilidad, ya que la contaminación agrega sustancias que llenarían el espacio que podría ser ocupado por las moléculas de oxígeno, asimismo, estas sustancias disminuyen en diferentes proporciones la concentración de oxígeno presente en el cuerpo de agua (ROLDÁN & RAMÍREZ, 2008).

Gráfica 6. Datos Históricos de Oxígeno Disuelto



Autores.

Los valores normales de OD varían entre los 7.0 y 8.0 mg/L, la fuente principal de oxígeno es el aire, el cual se difunde rápidamente en el agua por la turbulencia en los ríos y por el viento en los lagos. En los lagos la fotosíntesis es la fuente más importante de oxígeno y su medición se usa para determinar la producción primaria, y en cierta medida, deducir el estado de eutrofización (ROLDÁN, 2012). El valor mínimo de concentración de oxígeno debe ser de 4.0 a 5.0 mg/L, niveles mayores a 6 son adecuadas para la vida de la gran mayoría de organismos acuáticos (CAR – EPAN S.A. ESP, 2016).

Teniendo en cuenta lo anterior, como se muestra en la gráfica 6 en la estación 3 el comportamiento del OD históricamente se ha mantenido por debajo de los rangos de niveles óptimos, dificultando así la supervivencia de las familias de macroinvertebrados, presentando bajos valores de riqueza y diversidad; solo fue en el año 2017 que corresponde a las muestras tomadas en época de lluvias, que esta estación aumento sus niveles de OD considerablemente en comparación con los años anteriores y los siguientes. En la estación 1 solo en el año 2011 el OD presento valores normales de OD, por otro lado, en la estación 2 se han presentado valores más altos de OD en comparación con las estaciones 1 y 3 especialmente en el año

2010 y 2013 los cuales equivalen a los muestreos en época de lluvias, donde se presentaron valores normales de OD.

La disminución del oxígeno disuelto en el agua se puede dar debido a cambios de temperatura, salinidad o contenido de materia orgánica, estos factores pueden ser fatales para la mayoría de los organismos acuáticos (ROLDÁN, 2012), asociando los resultados de los monitoreos que se realizaron en el año 2018 para las estaciones 1 y 3 que presentan los niveles más bajos de OD, se convierte en uno de los factores más importantes para demostrar su baja diversidad, esto también ocurre para las tres estaciones en el año 2019 con el último muestreo de macroinvertebrados, presentando baja riqueza y diversidad, y alta dominancia en las tres estaciones.

Actualmente en todas las estaciones se presenta contaminación por desechos domésticos e industriales, estas condiciones agotan el Oxígeno Disuelto en el cuerpo de agua del Humedal Gualí, ya que la materia orgánica lo requiere para su descomposición (CAR – EPAN S.A. ESP, 2016).

El comportamiento del OD en la gráfica 6 tiene una tendencia variable, sin embargo, desde el año 2014 hasta el 2019 ha presentado menores variaciones con valores que incumplen con el criterio de calidad (>4 mg/L) según el Acuerdo 43 de 2006. En las tres estaciones se presentaron niveles bajos de OD, asimismo en estas estaciones se encontraron macroinvertebrados de las familias *Culicidae* y *Chironimidae* (especialmente en la estación 3 donde se presentó el valor más bajo de OD en el último año) que pertenecen al orden *Diptera*.

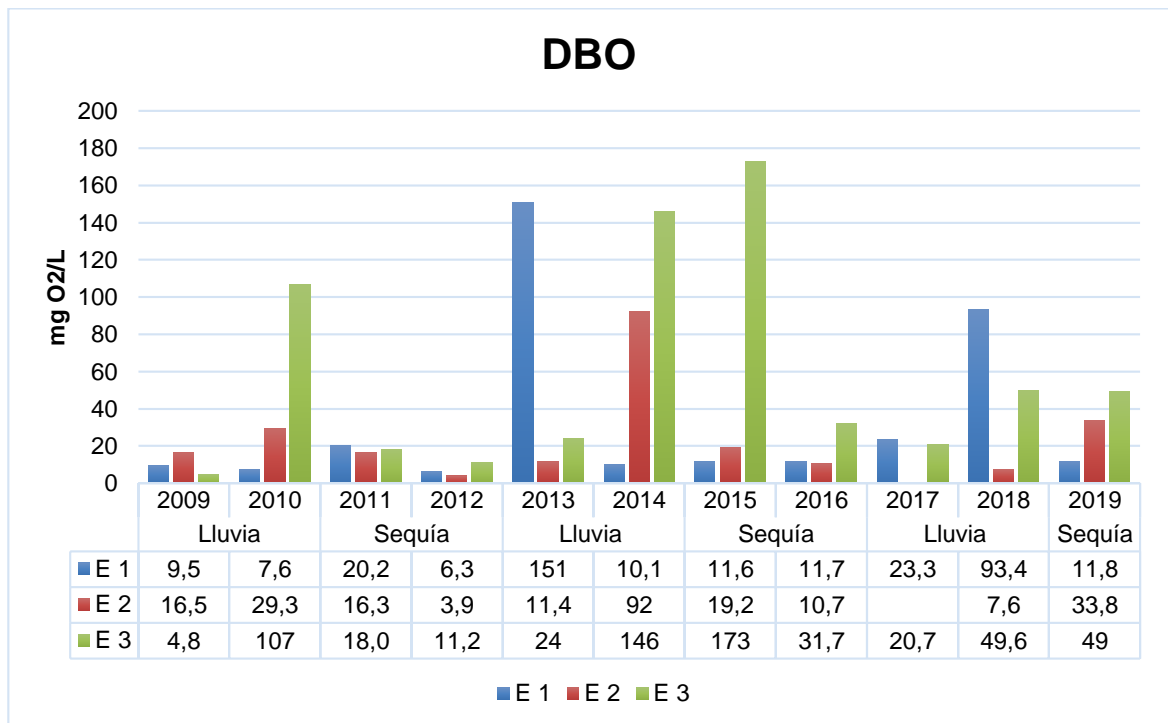
Los macroinvertebrados del orden *Diptera* en estado larval presentan adaptaciones para sobrevivir en ambientes anoxigénicos, es decir que están estrechamente relacionados con bajas concentraciones de oxígeno, contaminación por materia orgánica (MO), aguas turbias y eutrofizadas; también presentan un alto grado de adaptabilidad, por lo cual se les asocia con la presencia de sedimentos alóctonos (CAR - EPAM S.A. ESP, 2016). Por otro lado, el incremento de materia orgánica en el agua produce una proliferación de los microorganismos encargados de su descomposición, lo que genera entre otros efectos la reducción de la concentración de OD en el agua, la mayoría de macroinvertebrados son sensibles a esta reducción de oxígeno disuelto, de tal forma que reducen su abundancia, o incluso desaparecen. Por el contrario, otros grupos toleran bien las bajas concentraciones de OD, como es el caso de algunas larvas de dípteros de la familia *Culicidae* y de la familia *Chironimidae* de tal manera que una elevada abundancia de estos grupos con respecto a las condiciones naturales o de referencia es indicadora de este tipo de contaminación (ANGELIER, 2002).

6.4.3. Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) – Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La DBO es la medida de valoración de la cantidad de materia orgánica que se encuentra en un cuerpo de agua. El exceso de materia orgánica agota el oxígeno en el agua, bajo estas condiciones el agua tiene la apariencia de un color turbio grisáceo y olores característicos de huevos podridos (ácido sulfhídrico) (ROLDÁN, 2012).

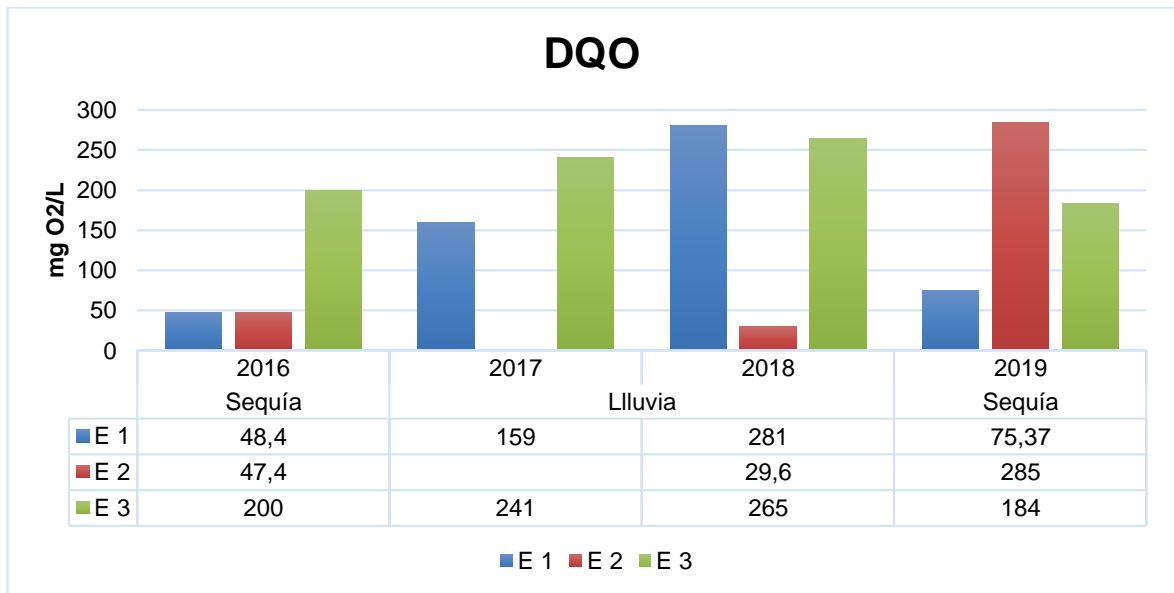
La DQO es un parámetro analítico de contaminación que mide el contenido de materia orgánica en una muestra de agua mediante oxidación química. Representa el contenido de materia orgánica total de la muestra, oxidable por dicromato de potasio en solución acida. Los valores de la DQO son mayores que los valores de la DBO y la diferencia puede ser mayor cuando se presentan cantidades significativas de materia orgánica resistente o refractaria (ROLDÁN & RAMÍREZ, 2008).

Gráfica 7. Datos Históricos de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)



Autores.

Gráfica 8. Datos Históricos de la Demanda Química de Oxígeno (DQO)



Autores.

La DBO de las tres estaciones presenta una tendencia variable superando el máximo valor permisible de 20 mg/L del Acuerdo 43 de 2006. Como se aprecia en la gráfica 7 las estaciones 1 y 3 presentan los valores más altos de DBO en los años correspondientes a la toma de muestras en época de lluvias. La estación 1 supero el valor permisible en los años 2013, 2017 y 2018; la estación 3 supero el valor de DBO permisible en los años 2010, 2013, 2014, 2017 y 2018 correspondientes a muestreos en épocas de lluvias y en los años 2015, 2016 y 2019 correspondiente a los años de sequía; finalmente la estación 2 presentó valores por fuera de la norma únicamente en los años 2010 y 2014 equivalentes a los muestreos realizados en época de lluvias. Es decir que se tiene en la estación 3 las condiciones de DBO más altas en estos últimos 10 años, especialmente en épocas de lluvia.

Estos altos valores históricos de DBO pueden ser causados por la materia orgánica arrojada al cuerpo de agua del humedal Gualí, la cual constituye el alimento para las bacterias que se reproducen rápidamente trayendo como consecuencia la disminución del OD en estas estaciones (CAR – EPAN S.A. ESP, 2016), que también puede ser fatal para la mayoría de los organismos acuáticos (ROLDAN, 2012).

Asimismo, se puede justificar la baja diversidad de familias de macroinvertebrados que suelen presentarse bajo condiciones óptimas de calidad en el agua en las estaciones de estudio, quedando presentes por lo regular en grandes números solo

aquellas familias de macroinvertebrados acuáticos adaptados para resistir dichas condiciones como las familias *Culicidae* y *Chironimidae* especialmente en las estaciones 2 y 3 (ROLDÁN, 2012).

Por último, se puede decir que en las estaciones de estudio en donde se determinaron valores altos de DBO que sobrepasan los criterios de buena calidad del agua, dan como resultado el exceso de materia orgánica, bajas concentraciones de OD, el agua tiene apariencia de agua turbia y durante los muestreos se presentaron olores característicos de contaminación. Adicionalmente se tienen niveles de riqueza y diversidad bajos; cabe aclarar que la DBO tomada en época de sequía fue más alta para las estaciones 2 y 3 en el año 2019, así como fue mayor su dominancia en época de sequía en comparación con la estación 1.

El comportamiento de la DQO durante los años 2016 a 2018 en las estaciones 1 y 3 tiene una tendencia constante y ascendente presentando valores más altos en la estación 3 como se muestra en la gráfica 8, sin embargo, en el año 2019 la DQO de estas estaciones volvió a descender. De esta manera para las estaciones 1 y 3 se presentan valores altos de DQO en época de lluvias y valores bajos en época de sequía.

A pesar de la falta de información para la estación 2, se aprecia que los valores de DQO no se ven influenciadas por época de lluvia o sequía, además presento los valores más bajos en comparación con las otras dos estaciones hasta el año 2018, pues en el año 2019 presento una elevación considerable superando los valores de la DQO de las estaciones 1 y 3. Esto puede ser causado por los vertimientos de fuentes desconocidas que llegan a esta estación, pues en las visitas de campo se vio un incremento de macrófitas y disminución de espejo de agua después de mitad de año del 2018 demostrando una carga alta de contaminación por materia orgánica resistente o refractaria; cabe aclarar que la toma de muestras de parámetros fisicoquímicos del año 2018 fue en el mes de abril correspondiente a época de lluvias.

De esta manera la estación 3 ha presentado valores altos de DQO en los últimos años, sobrepasando los criterios de calidad dados por el Protocolo de recuperación y rehabilitación de humedales (VAN DER HAMMER, 2008), el cual dice que la DQO debe ser ≤ 100 mg/L, este valor también lo supera la estación 1 en las épocas de lluvias y la estación 2 sobrepasa los criterios de calidad solo en el año 2019.

Adicionalmente, se puede decir que en la estación 3 la DQO es un factor determinante para la supervivencia exclusiva de la familia *Culicidae* y *Chironimidae*

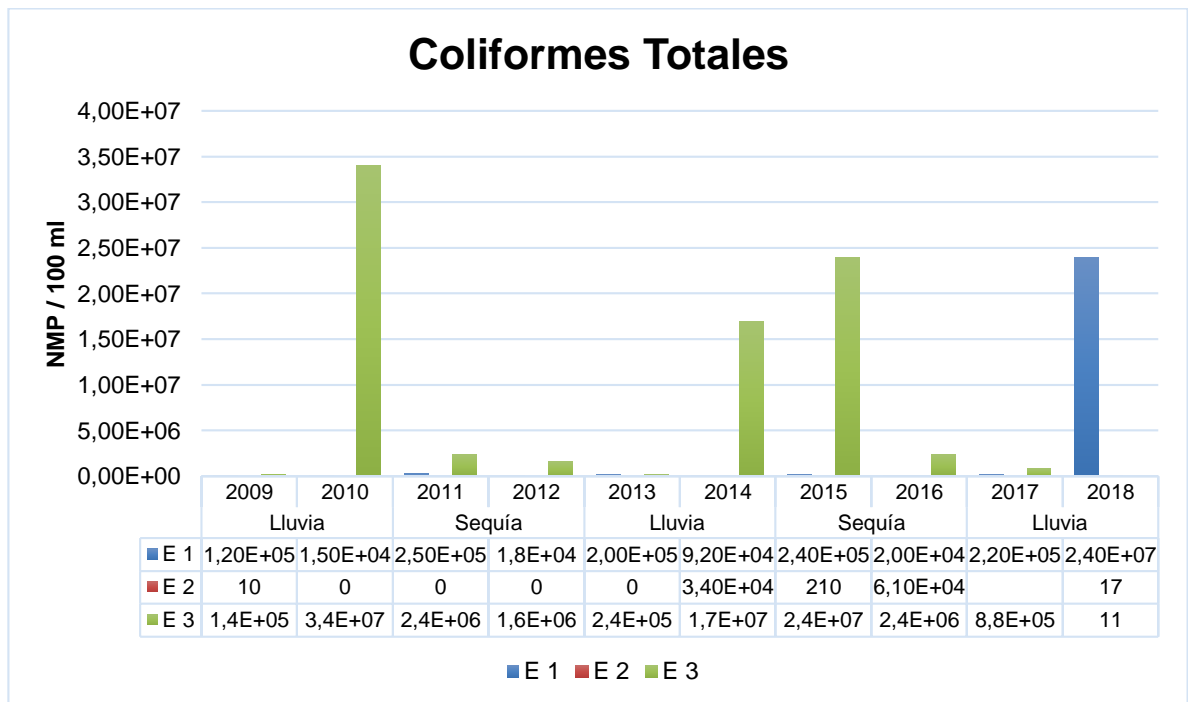
así como en el año 2019 para la estación 2, pues fue en estas estaciones en las que estas familias se presentaron más abundantes.

En cuanto al comportamiento de la relación DBO/DQO en las tres estaciones, se puede decir que la estación 1 y 3 presentan una relación de 0,2 y que la estación 2 presenta una relación de 0,1, estos valores indican constituyentes recalcitrantes o tóxicos, así como la presencia de compuestos de carácter inorgánico para la estación 2 (UNIVALLE, 2009).

6.4.4. Coliformes Totales – Escherichia Coli

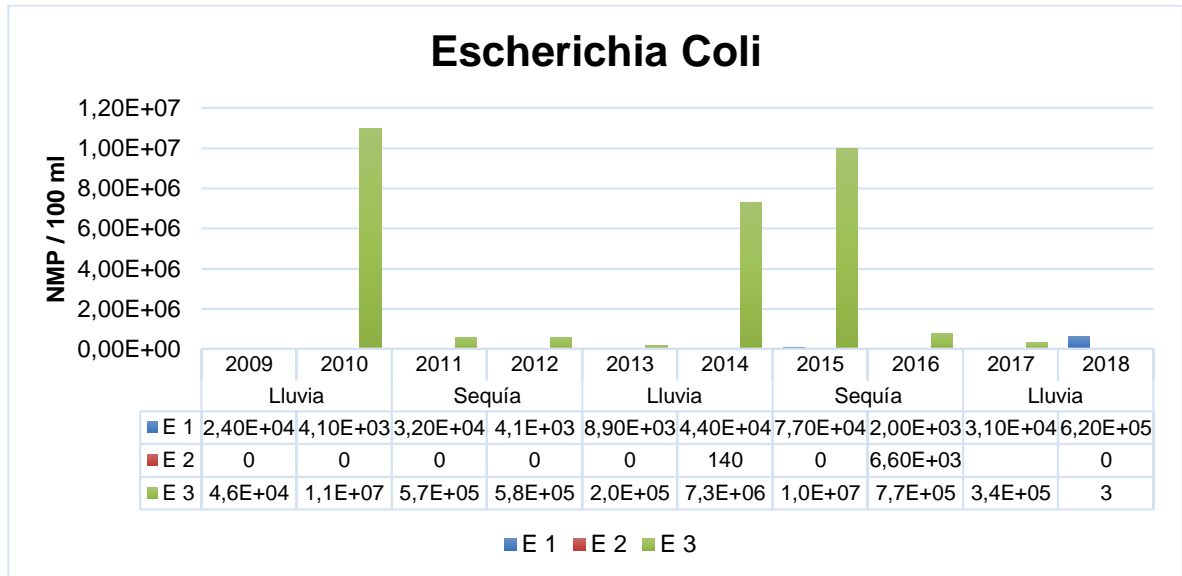
Coliformes fecales y Escherichia Coli son subgrupos dentro del grupo de Coliformes Totales, quienes se originan en las heces de animales de sangre caliente. La presencia de E. Coli, indica que el agua tuvo contacto con heces y existe un inmediato riesgo a la salud humana (CAR – ENINCO S.A., 2017).

Gráfica 9. Datos Históricos de Coliformes Totales



Autores.

Gráfica 10. Datos Históricos de Escherichia Coli



Autores.

Teniendo en cuenta los resultados históricos obtenidos de Coliformes Totales y de Escherichia Coli en las gráficas 9 y 10 hay una alta concentración de estas bacterias en las estaciones 1 y especialmente de la estación 3, lo que significa que hay un constante aporte de vertimientos de aguas residuales domésticas y de aguas residuales industriales que se encuentran alrededor del humedal Gualí y de los municipios que se han acumulado a través del tiempo (CAR – ENINCO S.A., 2017). De esta manera se está incumpliendo con el Acuerdo 43 de 2006 al superar el valor máximo permisible de 5000 NMP/100 ml para Coliformes Totales, así como de la Resolución 2115 de 2007 para la calidad de agua la cual determina que en el agua para consumo humano no debería tener presencia de ninguno de estos microorganismos (0 microorganismos en 100 cm³).

Teniendo en cuenta lo anterior, el agua no puede ser usada para consumo humano ni para uso agrícola debido a su elevada carga bacteriana, sin embargo, en la estación 2 se presentaron valores por debajo de 1000 NMP/100 ml, lo cual es admisible para aguas de uso agrícola (CAR – ENINCO S.A., 2017), menos en los años 2014 y 2016 pues en estos años supero este valor llegando a 34.000 y 61.000 NMP/100 ml respectivamente.

Asimismo, estos resultados demuestran que en las estaciones 1 y 3 reciben vertimientos de aguas residuales, teniendo en cuenta que en estas estaciones también presentan elevados niveles de contaminación de diferentes parámetros.

Finalmente se puede decir que en la estación 3 ha existido una mayor descarga de aguas residuales en los últimos 10 años en comparación con las estaciones 1 y 2 como se muestra en las gráficas 9 y 10, demostrando que las actividades realizadas a su alrededor tienen un impacto ambiental negativo sobre el cuerpo de agua del humedal Gualí, debido a las actividades domésticas, industriales, ganaderas y agrícolas.

La presencia de estas bacterias en el agua puede deberse a factores como la escorrentía en temporada lluviosa, por infiltración debido a la cercanía de fosas o sistemas sépticos defectuosos, uso de estiércol como abono en cultivos, desarrollo de actividades pecuarias, pozos localizados en suelos arenosos, vertimiento de aguas residuales, etc. (CAR – EPAN S.A. ESP, 2016)

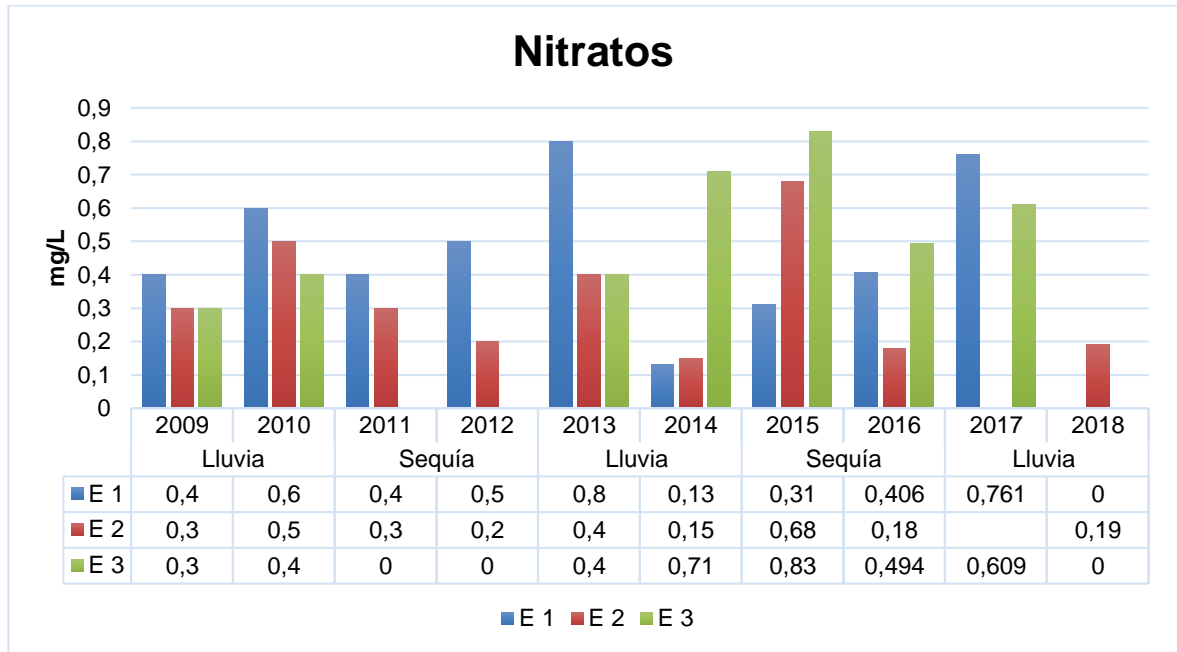
Finalmente se puede decir que la baja presencia microbiológica en la estación 2 está relacionada con la acidez que se presentó durante los años 2009 a 2018, pues este factor disminuye la capacidad Buffer del agua, afectando drásticamente las familias acuáticas mostrando la disminución de macroinvertebrados acuáticos y produciendo el cambio de poblaciones de bacterias a poblaciones de hongos, disminuye la productividad primaria del medio en un proceso llamado oligotrofización (se refiere a los cuerpos de agua con baja concentración en nutrientes), disminuye la descomposición de la celulosa y la concentración de oxígeno (SALAZAR, 2006).

6.4.5. Nutrientes

6.4.5.1. Nitrógeno

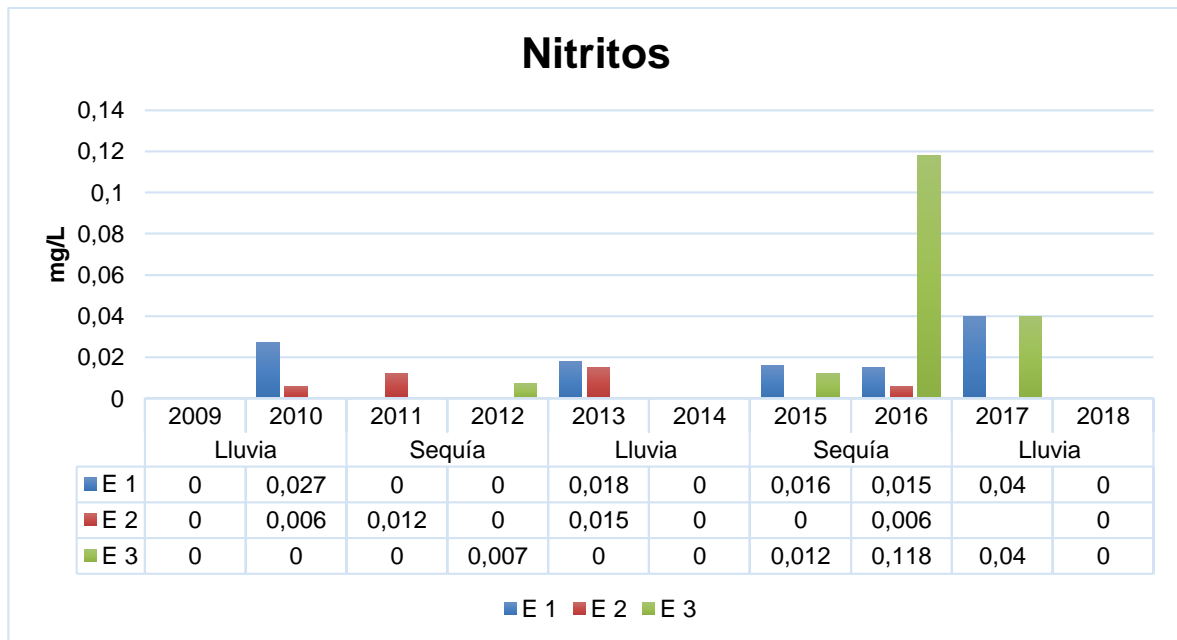
El nitrógeno es un elemento esencial para la vida, es un componente fundamental para el crecimiento de plantas y animales. Hace parte de proteínas, vitaminas aminoácidos e interviene en procesos intracelulares de producción de energía. El Ciclo del Nitrógeno afecta directamente el nivel de oxígeno en el agua. Este elemento puede ser un contaminante directo en el agua en sus formas de nitritos y por toxicidad del amonio y puede causar eutrofización en los cuerpos de agua (CAR – EPAN S.A. ESP, 2016).

Gráfica 11. Datos Históricos de N – Nitratos



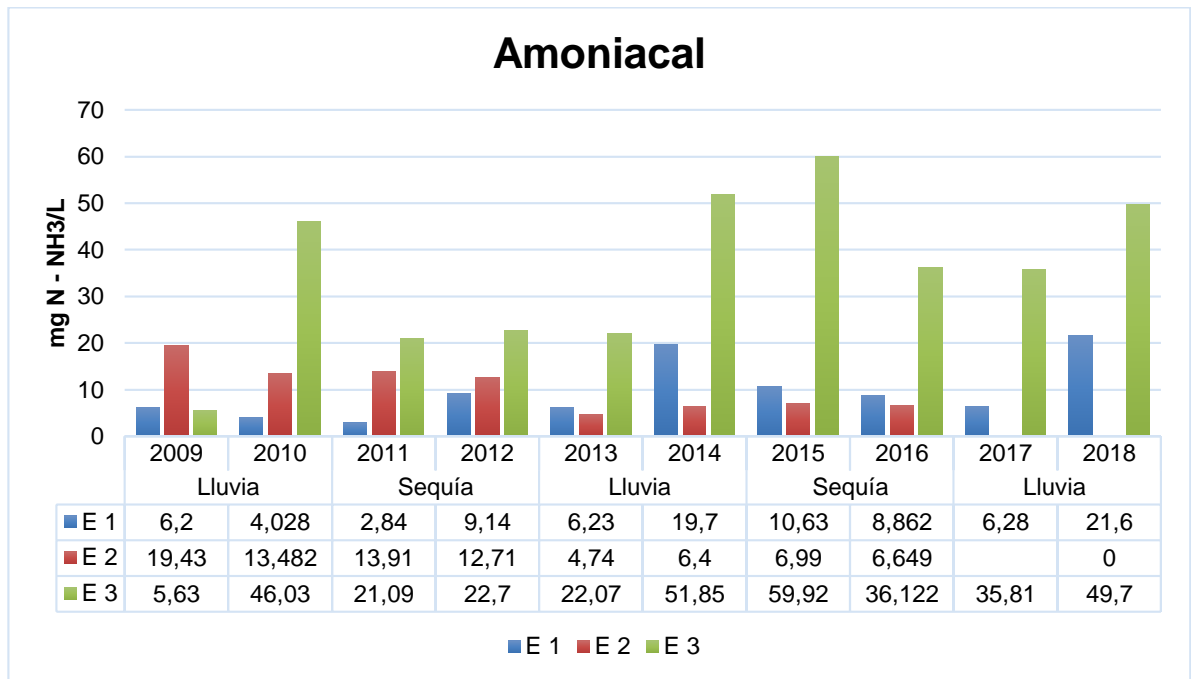
Autores.

Gráfica 12. Datos Históricos de N – Nitritos



Autores.

Gráfica 13. Datos Históricos de N – Amoniacal



Autores.

Los nitratos en el agua se encuentran relacionados principalmente a la oxidación de la materia orgánica nitrogenada que se presenta de forma natural o por descargas de origen doméstico o industrial; indica, además, la edad de las descargas y su nivel de estabilización con respecto a su demanda de oxígeno (UNIVALLE, 2009), así mismo, cabe destacar que en un medio acuático natural se espera encontrar la mayoría de nitrógeno como nitratos, que es su forma oxidada. La presencia de nitritos y de amonio, es un indicio de reciente contaminación orgánica o de procesos reductivos predominantes (ROLDÁN, 2012).

Teniendo en cuenta los límites establecidos por el Acuerdo 43 de 2006 mencionado anteriormente, en el cual se tiene un valor restrictivo (máximo que se puede obtener), que para los parámetros de nutrientes como los nitratos se tiene un valor de 1 mg/L; como se muestra en la gráfica 11 los datos históricos de las tres estaciones no tienen una tendencia definida y no sobrepasan los límites establecidos; sin embargo, estas variaciones se pueden asociar a la variabilidad de vertimientos que se han descargado en el Humedal Gualí durante estos últimos 10 años, y de acuerdo al informe realizado por la Universidad del Valle en el año 2009 “la cinética de las transformaciones del nitrógeno, que pasa del nitrógeno a nitritos y nitratos de acuerdo al estado de oxidación en que se encuentre; en fuentes

naturales es un proceso complejo debido a la dinámica del sistema y a la misma variabilidad en los aportantes de nitrógeno” (UNIVALLE, 2009).

Los datos históricos de nitritos en las tres estaciones de las que se dispone de información presentan valores por debajo del valor máximo que se puede obtener del Acuerdo 43 de 2006 tal y como se muestra en la gráfica 12, este valor corresponde a 0,5 mg/L.

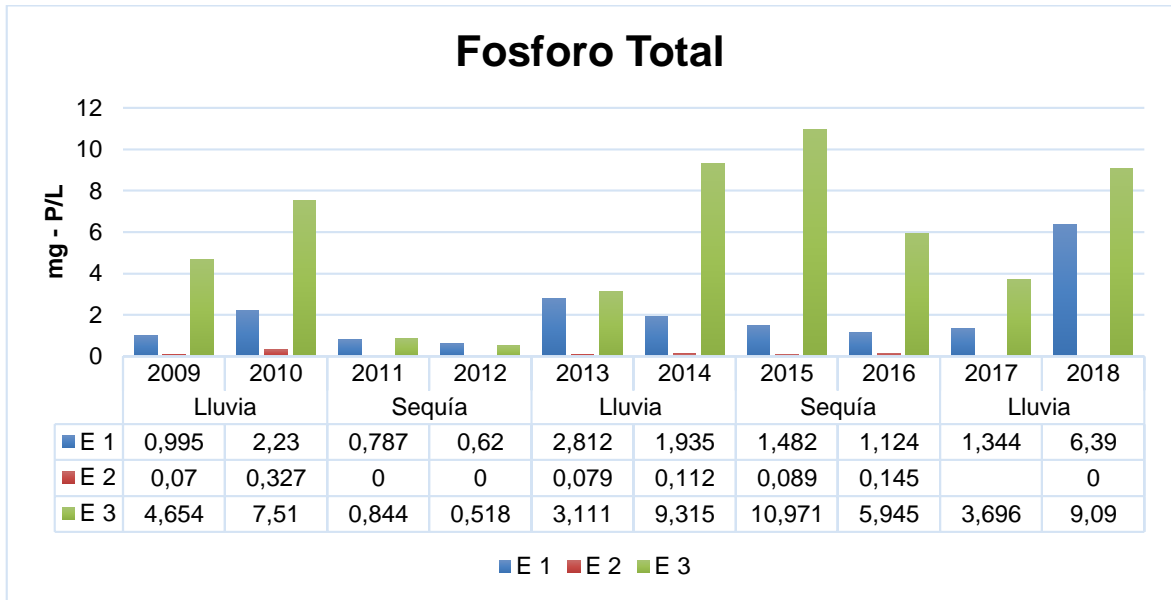
El nitrógeno amoniacal es uno de los componentes transitorios en el agua, ya que es parte del Ciclo del Nitrógeno y está influenciado por la actividad biológica. Por lo general las aguas superficiales no deben contener amoniaco, la presencia de amoniaco libre o ion amonio se considera como una prueba química de contaminación reciente y peligrosa (CAR – EPAN S.A. ESP, 2016) tal y como se aprecia en la gráfica 13, pues en las tres estaciones la presencia de amoniaco ha sido bastante alta y sobre pasa el máximo valor permisible (0,3 mg/L) del Acuerdo 43 de 2006.

Además, los bajos valores que arrojaron los nitratos y nitritos durante estos años, se debe a las condiciones anaeróbicas dadas por los bajos niveles de Oxígeno Disuelto que también presentan estas estaciones, ya que los nitratos y los nitritos devuelven el nitrógeno gaseoso a la atmosfera (N_2) mediante la desnitrificación; de esta manera se cierra el ciclo del nitrógeno en estas estaciones del Humedal Gualí (ROLDÁN & RAMÍREZ, 2008).

6.4.5.2. Fosforo total

El fosforo se considera un elemento importante para la estructura y función celular. En comparación con los demás nutrientes, es el menos abundante y, al tiempo, es el factor más limitante en la productividad primaria. Sirve de componente básico para la estructura de los ácidos nucleicos y de la molécula del ATP, por medio del cual se almacena y se gasta la energía en los seres vivos (ROLDÁN, 2012).

Gráfica 14. Datos Históricos de Fosforo Total



Autores.

Como se muestra en la gráfica 14 el comportamiento del fosforo en la estación 2 se ha mantenido constante por debajo de los valores del máximo valor permisible (0,1 mg/L) del Acuerdo 43 de 2006, a pesar de que, en los años 2010 y 2016 supero este valor.

Por otro lado, las estaciones 1 y 3 presentan concentraciones que superan los valores dados por el Acuerdo 43. La estación 1 presenta una tendencia ascendente con el paso de los años, teniendo un pico de elevación alta en el último año; la estación 3 presenta una tendencia variable con valores que superan los 8 mg/L en los años 2014, 2015 y 2018, los cuales se consideran concentraciones típicas de fosforo de aguas residuales, además de la posible presencia de fertilizantes que pudieron escurrir al cuerpo de agua en esta estación promoviendo problemas de eutrofización (UNIVALLE, 2009), dado que los vertimientos de aguas residuales domésticas y el uso excesivo de abonos en la agricultura son las fuentes principales de fosforo y nitrógeno; estos dos nutrientes son similares y pueden crear condiciones adversas para la vida de la mayoría de los organismos acuáticos (ROLDÁN, 2012).

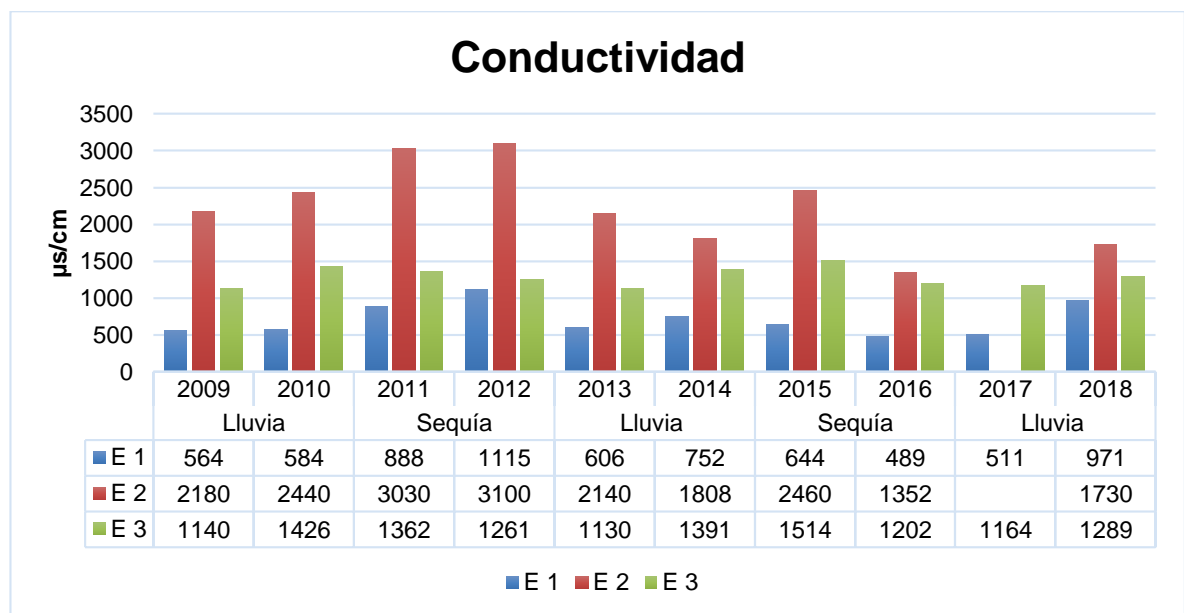
Aplicando el Índice ICOTRO (Índice de Contaminación Trófico) con el promedio de los valores de Fósforo Total del año 2009 al año 2018 por estación, se tiene que las estaciones 1 y 3 están dentro de la categoría de Hipereutrófico al tener valores >1

mg/L, es decir 2,0 mg/L y 5,6 mg/L respectivamente; mientras que la estación 2 está dentro de la categoría de Eutrófico al obtener un valor de 0,1 mg/L, el cual se encuentra dentro del rango de 0,02 – 1 mg/L de esta categoría (CAR - epam s.a. esp, 2016).

6.4.6. Conductividad eléctrica y solidos suspendidos totales

La conductividad eléctrica mide la capacidad del fluido de conducir la electricidad y está relacionado con la cantidad de sales disueltas o minerales presentes en el agua; un valor típico de conductividad para aguas superficiales se encuentra entre 10 y 100 $\mu\text{s/cm}$, los valores tienden a incrementarse cuando la fuente hídrica es contaminada con aguas residuales domesticas o descargas ricas en sales minerales (UNIVALLE, 2009).

Gráfica 15. Datos Históricos de Conductividad Eléctrica



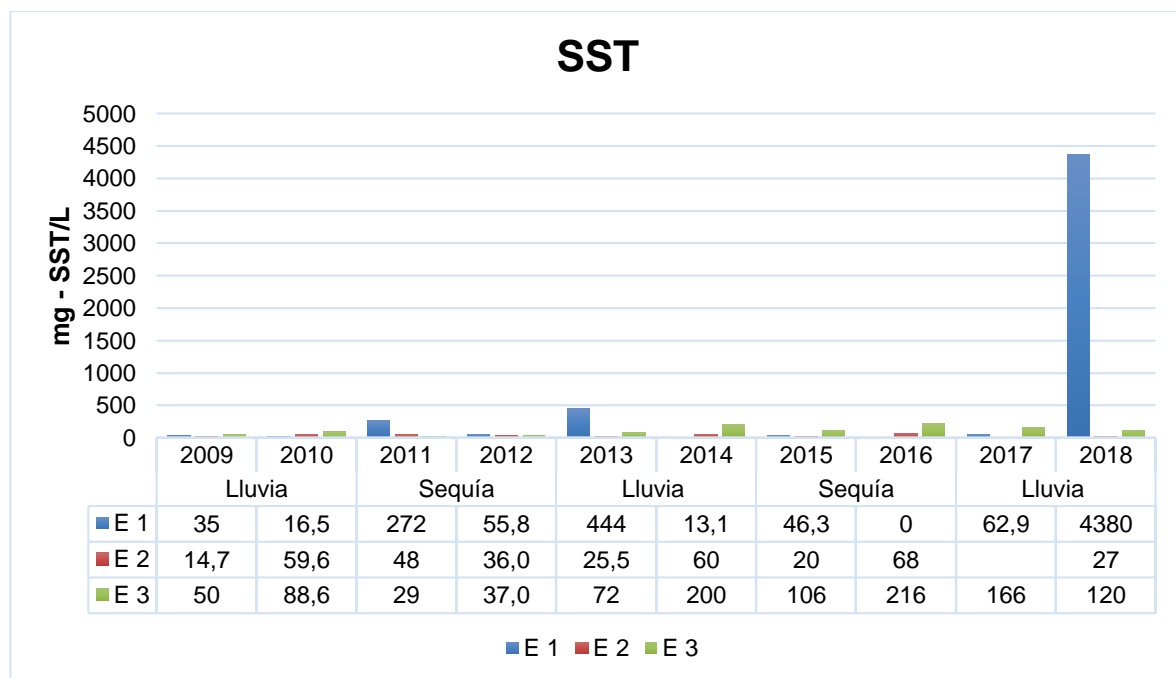
Autores.

Como se muestra en la gráfica 15 las tres estaciones presentan valores altos durante los años registrados, incumpliendo con la norma (100 $\mu\text{s/cm}$) (CAR – EPAN S.A. ESP, 2016). La tendencia del comportamiento de la conductividad eléctrica en las tres estaciones no es homogénea. La tendencia variable en las estaciones 2 y 3 se da por el aumento de la conductividad eléctrica en época de sequía con respecto a la época de lluvia del año anterior, presentando una mayor variabilidad la estación

2. La estación 1 presentó variaciones tendientes a disminuir sus valores ligeramente, sin embargo, en el último año la conductividad eléctrica vuelve a ascender, pues como se explicó anteriormente este cambio se puede dar por vertimientos de aguas residuales en este año.

Se puede demostrar que el humedal Gualí al encontrarse dentro de las condiciones naturales de ecosistemas acuáticos de alta montaña, a medida que aumenta la conductividad disminuye la diversidad de familias (ROLDÁN, 2012), como lo reflejan los resultados de diversidad de las estaciones de estudio especialmente la 2 y la 3.

Gráfica 16. Datos Históricos de Sólidos Suspendidos Totales (SST)



Autores.

En la gráfica 16 se puede apreciar que las tres estaciones presentaron un comportamiento por encima de los valores del máximo valor permisible (20 mg/L) para Sólidos Suspendidos Totales (SST) del Acuerdo 43 de 2006. Sin embargo, la estación 2 presentó los valores más cercanos a la norma con respecto a las estaciones 1 y 3, cumpliendo solamente en los años 2009 y 2015 con los criterios de buena calidad, así como la estación 1 en los años 2010 y 2014 que en este caso coinciden con los muestreos que fueron realizados en épocas de lluvia. La estación 1 presentó los valores más altos de SST llegando en el último año a un valor de 4380 mg/L.

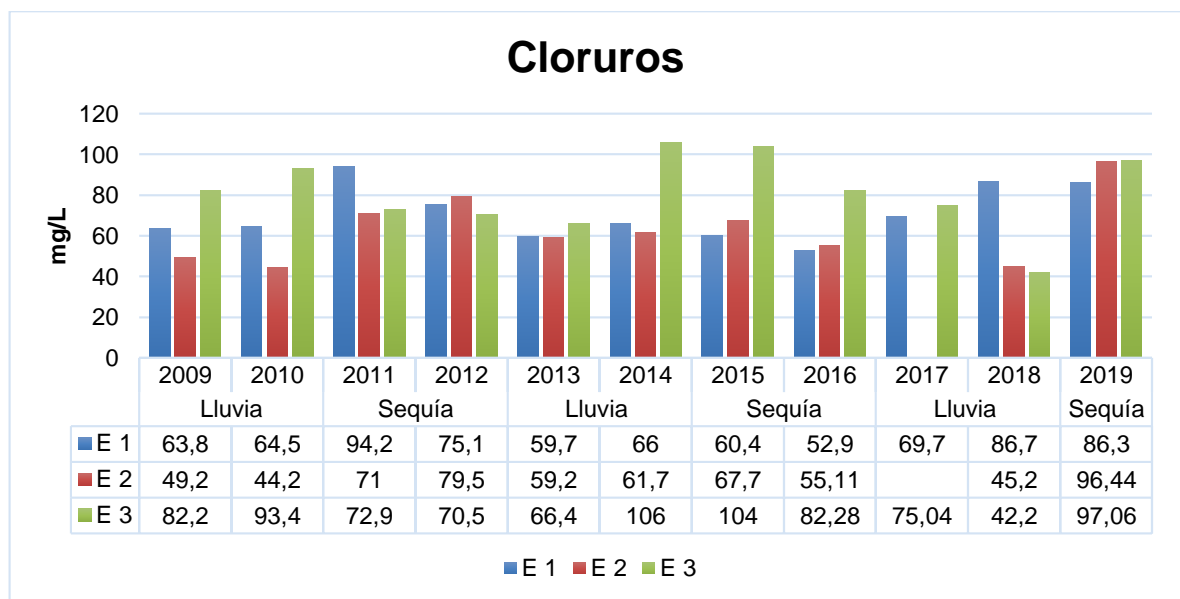
Las concentraciones de SST en promedio de la estación 2 se pueden clasificar como una concentración débil, los valores de SST en promedio de la estación 3 demuestran que la estación contiene aguas residuales domésticas con concentraciones de SST entre media y débil, mientras que los valores elevados de SST en promedio de la estación 1 demuestra que tiene presencia de aguas residuales domesticas con concentración de SST fuerte (UNIVALLE, 2009).

Aplicando el Índice ICOSUS (Índice de Contaminación por Solidos Suspendidos) a los datos históricos de SST de las tres estaciones, se puede decir que para la estación 1 con un valor de ICOSUS = 1,6 se presentan aguas muy contaminadas, mientras que las estaciones 2 y 3 tienen valores ICOSUS de 0,1 y 0,3 respectivamente, lo que indica una baja contaminación en las aguas (CAR – EPAM S.A. ESP, 2016).

6.4.7. Cloruros

Los cloruros ocupan el tercer lugar en porcentaje de los aniones en el agua, ya que están representados por lo regular en forma de cloruro de sodio, estos expresan en gran parte la salinidad, su concentración es quizá el parámetro que más influye en la distribución de los organismos acuáticos, por cuanto estos tienen que vencer la presión osmótica (ROLDÁN & RAMÍREZ, 2008).

Gráfica 17. Datos Históricos de Cloruros



Autores.

La tendencia de Cloruros en las tres estaciones es variable como se muestra en la gráfica 17, a pesar de esto, las tres estaciones de las que se tienen los datos históricos han cumplido los criterios de calidad de acuerdo a los valores del máximo valor permisible (250 mg/L) para Cloruros del Acuerdo 43 de 2006. Sin embargo, las tres estaciones presentaron altos niveles de conductividad, lo que refleja alta productividad en términos de biomasa y por ende baja diversidad de familias (ROLDÁN & RAMÍREZ, 2008).

Los más bajos niveles de cloruros se dan época de lluvias, pues en estas circunstancias se genera un efecto de dilución en la concentración de cloruros (UNIVALLE, 2009), ya que, en promedio los valores de cloruros en las muestras de sequía fueron mayores en comparación con los valores de las muestras tomadas en época de lluvias.

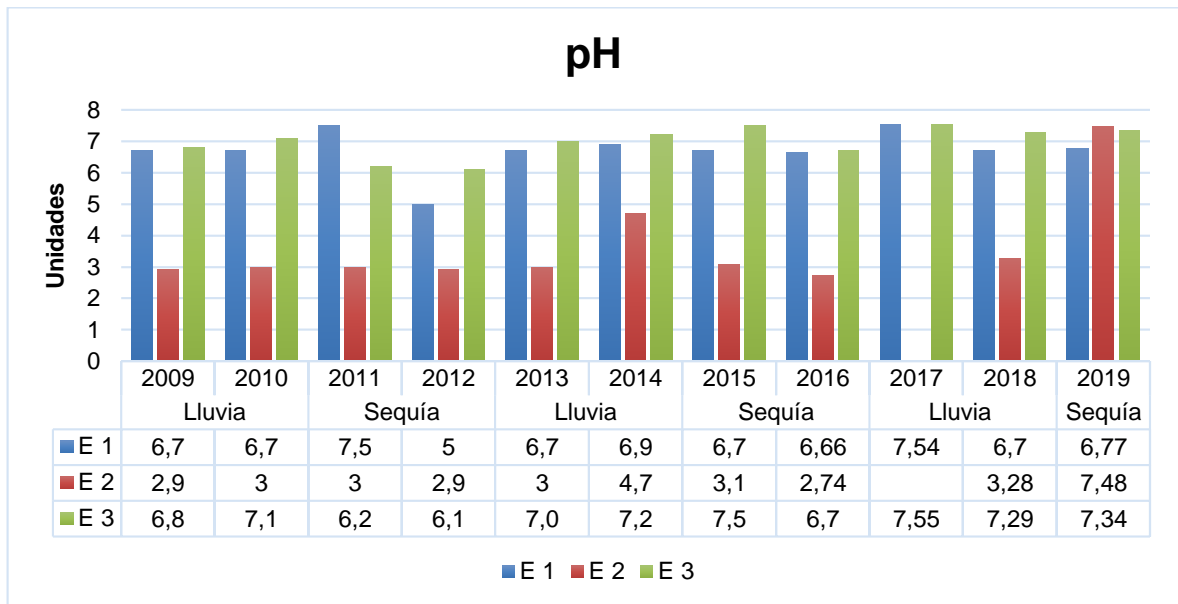
6.4.8. pH

Es la medida del carácter ácido, neutro o alcalino del agua. Las normas sugieren que debe estar cercano a 7 unidades, es decir neutro (UNIVALLE, 2009). Los rangos típicos de pH para aguas superficiales esta entre 5,0 y 9,0.

La fotosíntesis y la respiración son dos fenómenos biológicos antagónicos, pero íntimamente relacionados; pues cuando se realiza la fotosíntesis disminuye el CO₂ libre y comienza a aparecer el bicarbonato y el carbonato generando un cambio en el pH del agua hacia el lado básico, por otro lado, en la respiración se presenta el fenómeno contrario generando un cambio en el pH del agua hacia el lado ácido (ROLDÁN, 2012).

El pH afecta los procesos fisicoquímicos y biológicos del interior del cuerpo de agua y en consecuencia cualquier variación del mismo puede generar desequilibrios de la biota acuática (UNIVALLE, 2009).

Gráfica 18. Datos Históricos Estación de pH



Autores.

En las tres estaciones se tuvo una tendencia constante del rango de pH con sus respectivas variaciones por cada estación como se muestra en la gráfica 18. Las estaciones 1 y 3 presentaron pH dentro los rangos típicos para aguas superficiales durante los años 2009 a 2018; por otro lado, la estación 2 presentó acidez a lo largo de estos años con rangos de pH entre 2,74 y 3,28, lo cual puede perjudicar la flora y fauna de esta estación, debido a que en los ecosistemas con pH menores que 3 aumentan las concentraciones de ácidos orgánicos disueltos de H_2SO_4 , HNO_3 , y ácido oxálico, además del H_2CO_3 que se forma por acción de los microorganismos acuáticos; cuando estos ácidos se disocian, aumenta la concentración de H^+ y disminuye el pH (ROLDÁN & RAMÍREZ, 2008).

La acidez que se presentó durante los años 2009 a 2018 en la estación 2 disminuyen la capacidad Buffer del agua, afectando drásticamente las familias acuáticas mostrando la disminución de macroinvertebrados acuáticos y produciendo el cambio de poblaciones de bacterias a poblaciones de hongos, disminuye la productividad primaria del medio en un proceso llamado oligotrofización (se refiere a los cuerpos de agua con baja concentración en nutrientes), disminuye la descomposición de la celulosa y la concentración de oxígeno (SALAZAR, 2006). Adicionalmente, comparando el promedio de los resultados de nutrientes en las tres estaciones, se demuestra que históricamente los nutrientes son más bajos en la estación 2 en comparación a las estaciones 1 y 3.

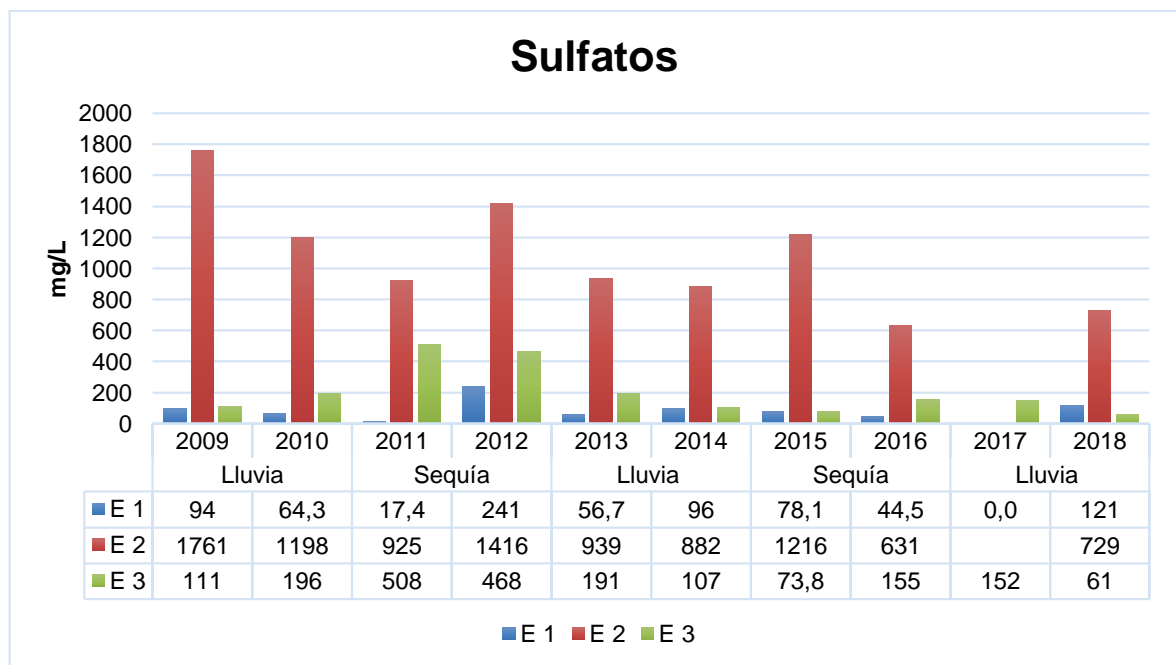
Es probable que el pH en la estación 2 aumentara en el último análisis de parámetros fisicoquímicos del año 2019 por el aumento en los niveles de nutrientes (nitrógeno y fósforo), así como de la materia orgánica que se refleja por los niveles de DBO. Cabe resaltar que durante los muestreos realizados en el año 2018 donde se tenía pH ácidos, los macroinvertebrados dominantes en esta estación fueron de la familia *Chironomidae* y *Culicidae*, demostrando que esta familia tiene un alto grado de adaptabilidad a condiciones de pH ácidos.

Se puede decir, que actualmente se obtuvo pH neutro en las estaciones de estudio sin variaciones significativas de una estación a otra en el último análisis fisicoquímico del año 2019.

6.4.9. Sulfatos

La forma más común como se encuentra el azufre en el agua es ion sulfato. El sulfato entra al agua con la lluvia y por disolución de rocas que contengan compuestos como CaSO_4 y FeS_2 . Los sulfatos son los aniones más importantes en el agua después de los carbonatos (ROLDÁN & RAMÍRES, 2008).

Gráfica 19. Datos Históricos de Sulfatos



Autores.

En la gráfica 19 se puede apreciar que la tendencia de las estaciones 1 y 3 es constante para los sulfatos, además se mantienen dentro del máximo valor permisible (400 mg/L) para Sulfatos del Acuerdo 43 de 2006, con excepción de los años 2011 y 2012 correspondientes a la toma de muestras en época de sequía de la estación 3. Por otro lado, la estación 2 ha sobre pasado los valores de la norma en todos los años registrados; asimismo, teniendo en cuenta que esta estación presento los valores más bajos de pH por debajo de 3, es posible que se presente ácido sulfhídrico (H₂S) en grandes concentraciones causando grandes problemas de corrosión y olor (Roldán Pérez & Ramírez Restrepo , 2008).

7. ÍNDICE BIÓTICO BMWP/Col (The Biological Monitoring Working Party para Colombia)

El Índice Biological Monitoring Working Party (BMWP) fue creado en Inglaterra en 1970, como un método simple y rápido para evaluar la calidad del agua usando los macroinvertebrados como bioindicadores. Roldan en el año 2003 propone la aplicación del índice BMWP para Colombia bajo el nombre BMWP/Col (Instituto A. Von Humboldt, 2005).

Para determinar el valor del índice BMWP/Col, se atribuye a cada familia de macroinvertebrados acuáticos un valor determinado de acuerdo con su tolerancia a la contaminación que va de 1 a 10, de manera que las familias más tolerantes obtienen una menor puntuación que aquellas que requieren una mejor calidad de las aguas en las que viven. La suma de los valores obtenidos para cada familia en las estaciones de muestreo determina su grado de contaminación (Instituto A. Von Humboldt, 2005).

Por ende, se realizó la caracterización de la calidad del agua del humedal Gualí en las tres estaciones de estudio y se evaluó adicionalmente con el índice BMWP/Col ya que es sencillo y rápido para evaluar la calidad del agua utilizando los macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores. Los puntajes asignados a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos para el índice BMWP/Col se presentan en la tabla 8, así como las familias halladas en el presente estudio señaladas en negrilla.



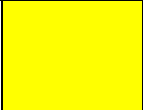


Tabla 8. Puntajes asignados a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del BMWP/Col

| Familia | Valor |
|--|--------------|
| <i>Anomalopsychidae, Atriplectididae, Blepharoceridae, Calamoceratidae, Ptilodactylidae, Chordodidae, Gomphidae, Hydridae, Lampyridae, Lymnessiidae, Odontoceridae, Oligoneuriidae, Perlidae, Polythoridae, Psephenidae.</i> | 10 |
| <i>Ampullariidae, Dytiscidae, Ephemeridae, Euthyplociidae, Gyrinidae, Hydraenidae, Hydrobiosidae, Leptophebiidae, Philopotamidae, Polycentropodidae, Polymitararcyidae, Xiphocentronidae.</i> | 9 |
| <i>Gerridae, Hebridae, Helicopsychidae, Hydrobiidae, Leptoceridae, Lestidae, Palaemonidae, Pleidae, Pseudothelphusidae, Saldidae, Simuliidae, Veliidae.</i> | 8 |
| <i>Baetidae, Caenidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Corixidae, Dixidae, Dryopidae, Glossossomatidae, Hyalellidae, Hydropsychidae, Hydroptilidae, Leptohyphidae, Naucoridae, Notonectidae, Planariidae (Dugesiidae), Psychodidae, Scirtidae.</i> | 7 |
| <i>Aeshnidae, Ancyliidae, Corydalidae, Elmidae, Libellulidae, Limnichidae, Lutrochidae, Megapodagrionidae, Sialidae, Staphylinidae.</i> | 6 |
| <i>Belostomatidae, Gelastocoridae, Mesoveliidae, Nepidae, Planorbiidae, Pyralidae, Tabanidae, Thiaridae.</i> | 5 |
| <i>Chrysomelidae, Stratiomyidae, Haliplidae, Empididae, Dolichopodidae, Sphaeridae, Lymnaeidae, Hydrometridae, Noteridae.</i> | 4 |
| <i>Ceratopogonidae, Glossiphonidae, Cyclobdellidae, Hydrophilidae, Physidae, Tipulidae.</i> | 3 |
| <i>Culicidae, Chironomidae, Muscidae, Sciomyzidae, Syrphidae.</i> | 2 |
| <i>Tubificidae.</i> | 1 |

Roldan, 2003.

Fue posible determinar la calidad del agua del humedal Gualí con base en los valores del sistema BMWP/Col para las comunidades de los macroinvertebrados bentónicos presentes en el humedal. En la tabla 9 se muestran las clases de calidad, los rangos de calidad, los valores BMWP/Col, sus significados y colores establecidos para este índice.

Tabla 9. Clase, Calidad, Valor, significado y colores del Índice BMWP/Col y BMWP/Cu

| Clase | Calidad | Valor BMWP/Col | Significado | Color |
|-------|-------------|------------------|----------------------------------|---|
| I | Buena | ≥ 150, 101 - 120 | Aguas muy limpias a limpias |  |
| II | Aceptable | 61 – 100 | Aguas ligeramente contaminadas |  |
| III | Dudosa | 36 – 60 | Aguas moderadamente contaminadas |  |
| IV | Critica | 16 – 35 | Aguas muy contaminadas |  |
| V | Muy Critica | < 15 | Aguas fuertemente contaminadas |  |

Roldan, 2003; Bohórquez, 1997.

En la tabla 10 se muestran las familias de macroinvertebrados acuáticos hallados en espacio y tiempo en el humedal Gualí para la Temporada de Lluvia y en la tabla 11 para la Temporada de Sequía.

Tabla 10. Familias de macroinvertebrados acuáticos durante el estudio en el humedal Gualí en época de Lluvias

| Periodos de Muestreo y Estaciones en Época de Lluvias | | | | | | | | | | |
|---|------------------------|---------|----|----|---------|----|----|----------|----|----|
| Macroinvertebrados acuáticos | | Mayo/18 | | | Mayo/18 | | | Junio/18 | | |
| Orden | Familia | E1 | E2 | E3 | E1 | E2 | E3 | E1 | E2 | E3 |
| <i>Díptera</i> | <i>Chironomidae</i> | | X | X | X | X | | X | X | X |
| | <i>Culicidae</i> | X | X | | X | X | X | X | X | X |
| | <i>Syrphidae</i> | | X | | | | | | X | |
| | <i>Psychodidae</i> | | | X | | | X | | | X |
| | <i>Ceratopogonidae</i> | | X | | | X | | | | |
| | <i>Tipulidae</i> | | X | | | | | | | |
| <i>Coleoptera</i> | <i>Scirtidae</i> | X | | | | | | X | | |
| | <i>Elmidae</i> | X | | | X | | | X | | |
| | <i>Veliidae</i> | X | | | X | | | X | | |
| <i>Tricladida</i> | <i>Dugesidae</i> | | X | X | X | X | | X | | X |
| <i>Basommatophora</i> | <i>Physidae</i> | X | | | X | X | X | | X | |
| <i>Amphipoda</i> | <i>Hyaellidae</i> | X | | | X | | | X | | |

Autores

Tabla 11. Familias de macroinvertebrados acuáticos durante el estudio en el humedal Gualí en época de Sequia

| Periodos de Muestreo y Estaciones en Época de Sequia | | | | | | | | | | |
|--|------------------------|----------|----|----|----------|----|----|----------|----|----|
| Macroinvertebrados acuáticos | | Junio/18 | | | Julio/18 | | | Julio/18 | | |
| Orden | Familia | E1 | E2 | E3 | E1 | E2 | E3 | E1 | E2 | E3 |
| <i>Díptera</i> | <i>Chironomidae</i> | X | X | X | X | X | X | | X | X |
| | <i>Culicidae</i> | | X | X | X | X | | X | X | X |
| | <i>Syrphidae</i> | | | | | | | | X | |
| | <i>Psychodidae</i> | | | X | | | | | | X |
| | <i>Ceratopogonidae</i> | | X | | | X | | | | |
| | <i>Tipulidae</i> | | X | | | | | | X | |
| <i>Coleoptera</i> | <i>Scirtidae</i> | | | | X | | | | X | |
| | <i>Elmidae</i> | X | | | | | | X | | |
| | <i>Veliidae</i> | X | | | X | | | | | |
| <i>Tricladida</i> | <i>Dugesiidae</i> | X | X | X | | | X | X | X | |
| <i>Basommatophora</i> | <i>Physidae</i> | X | | | X | X | X | X | | |
| <i>Amphipoda</i> | <i>Hyalellidae</i> | X | | | X | | | X | | |

Autores

Las familias que se presentaron con mayor abundancia en todo el estudio siendo dominantes en las estaciones 2 y 3, pero con una baja presencia en la estación 1 fueron *Chironomidae* y *Culicidae* representando entre ambas el 57% del total de los individuos encontrados del orden *Díptera* como se mencionó anteriormente. La familia *Chironomidae* en estado larval presenta adaptaciones para sobrevivir en ambientes anoxigénicos (CAR – EPAM S.A. ESP, 2016), la familia *Culicidae* al igual que la anterior tiene la capacidad de vivir en aguas con abundante materia orgánica en descomposición y bajos niveles de oxígeno disuelto (Roldan, 2003), estas dos familias se encuentran en el valor 2 dentro del índice BMWP/Col, el cual quiere decir que son familias características de aguas muy contaminadas.

Tabla 12. Resultados BMWP/Col y BMWP/Cu para el humedal Gualí en época de Lluvias

| Muestreo | Estación | Clase BMWP/Col | Calidad BMWP/Col | Valor BMWP/Col | Color BMWP/Col | Clase BMWP/Cu | Calidad BMWP/Cu | Valor BMWP/Cu | Color BMWP/Cu |
|----------|----------|----------------|------------------|----------------|----------------|---------------|-----------------|---------------|---------------|
| Abril/18 | E 1 | IV | Critica | 33 | | IV | Critica | 27 | |
| | E 2 | IV | Critica | 19 | | IV | Critica | 19 | |
| | E 3 | IV | Critica | 16 | | V | Muy Critica | 14 | |
| Mayo/18 | E 1 | IV | Critica | 35 | | IV | Critica | 31 | |
| | E 2 | IV | Critica | 17 | | IV | Critica | 16 | |
| | E 3 | V | Muy critica | 12 | | V | Muy critica | 12 | |
| Junio/18 | E 1 | III | Dudosa | 39 | | IV | Critica | 31 | |
| | E 2 | V | Muy critica | 9 | | V | Muy critica | 9 | |
| | E 3 | IV | Critica | 18 | | IV | Critica | 16 | |

Autores

Tabla 13. Resultados BMWP/Col y BMWP/Cu para el humedal Gualí en época de Sequia

| Muestreo | Estación | Clase BMWP/Col | Calidad BMWP/Col | Valor BMWP/Col | Color BMWP/Col | Clase BMWP/Cu | Calidad BMWP/Cu | Valor BMWP/Cu | Color BMWP/Cu |
|----------|----------|----------------|------------------|----------------|----------------|---------------|-----------------|---------------|---------------|
| Junio/18 | E 1 | IV | Critica | 33 | | IV | Critica | 29 | |
| | E 2 | IV | Critica | 17 | | IV | Critica | 17 | |
| | E 3 | IV | Critica | 18 | | IV | Critica | 16 | |
| Julio/18 | E 1 | IV | Critica | 29 | | IV | Critica | 24 | |
| | E 2 | V | Muy critica | 10 | | V | Muy critica | 11 | |
| | E 3 | V | Muy critica | 12 | | V | Muy critica | 10 | |
| Enero/19 | E 1 | IV | Critica | 25 | | IV | Critica | 21 | |
| | E 2 | IV | Critica | 23 | | IV | Critica | 18 | |
| | E 3 | V | Muy critica | 11 | | V | Muy critica | 11 | |

Autores

Tabla 14. Resultados promedio del índice BMWP/Col y BMWP/Cu para el humedal Gualí

| Estación | Clase BMWP/Col | Calidad BMWP/Col | Valor BMWP/Col | Color BMWP/Col | Clase BMWP/Cu | Calidad BMWP/Cu | Valor BMWP/Cu | Color BMWP/Cu |
|----------|----------------|------------------|----------------|----------------|---------------|-----------------|---------------|---------------|
| E 1 | IV | Critica | 32 | | IV | Critica | 27 | |
| E 2 | IV | Critica | 16 | | V | Muy Critica | 15 | |
| E 3 | V | Muy Critica | 15 | | V | Muy Critica | 13 | |

Autores

En la temporada de lluvia se presentó en la estación 1 calidad del agua Crítica clase IV y en la última fecha de muestreo subió a calidad de agua dudosa clase III de acuerdo a al índice BMWP/Col para el humedal Gualí como se muestra en la tabla 12; por otro lado, tanto la estación 2 como la estación 3 presentaron calidad del agua Crítica y Muy Crítica de clase IV y V respectivamente.

En la temporada de sequía se presentó en la estación 1, calidad del agua Crítica clase IV durante todos los muestreos que se realizaron, y en la estación 2 y 3 se presentó calidad del agua Crítica clase IV y Muy Crítica clase V. De acuerdo a los resultados obtenidos, se encontró que en época de lluvia el humedal tiene mejores condiciones de calidad del agua que en época de sequía, probablemente a las altas precipitaciones y el aumento del caudal que genera la dilución de los contaminantes en el cuerpo hídrico.

En cuanto a los índices de biodiversidad la estación 1 presenta los mejores puntajes de diversidad y riqueza de macroinvertebrados acuáticos lo que se relaciona con mejores condiciones de calidad de agua en comparación con las otras dos estaciones, dichos resultados coinciden a su vez con los obtenidos en el índice BMWP/Col y los datos históricos de los parámetros fisicoquímicos, donde se evidencia que la estación más contaminada es la 3, y la que mejores condiciones presenta es la 1.

En la estación 1 se hallaron 8 familias y se obtuvo un valor promedio de 32 del índice BMWP/Col como se muestra en la tabla 14, de acuerdo a este puntaje se determina que la estación 1 tiene una calidad de agua Crítica con “aguas muy contaminadas” clase IV representada por el color naranja. El puntaje de esta estación es el más alto debido a la presencia de familias como *Veliidae* de puntaje 8 y la familia *Elmidae* de puntaje 6, las cuales aparecieron únicamente en esta estación, las familias *Hyalellidae*, *Scirtidae* y *Dugesiididae* de puntaje 7, pero también se encontraron familias con puntajes inferiores como *Physidae* de puntaje 3 y las familias *Chironomidae* y *Culicidae* de puntaje 2. La presencia inusual de familias con puntajes altos y bajos en esta estación puede deberse a que las familias con puntajes superiores, hayan presentado una serie de adaptaciones al ecosistema actual, desarrollando resiliencia a las condiciones adversas del hábitat.

En la estación 2 se hallaron 8 familias y se obtuvo un valor promedio de 16 del índice BMWP/Col muy cercano a obtener un tipo de agua clase V como se muestra en la tabla 14, sin embargo, de acuerdo a este puntaje se determina que la estación 2 tiene una calidad de agua Crítica con “aguas muy contaminadas” clase IV representada por el color naranja. A pesar de que en esta estación se halló el mismo número de familias que en la estación 1 así como la misma clase y calidad del agua,

en esta estación se presentaron las familias *Chironomidae*, *Shyrphidae* y *Culicidae* correspondientes a un puntaje 2 del BMWP/Col, las familias *Physidae*, *Tipulidae* y *Ceratopogonidae* correspondientes a un puntaje 3 dentro del BMWP/Col, y las familias *Dugesiidae* y *Scirtidae* correspondientes a un puntaje 7 del BMWP/Col para el humedal Gualí; por lo tanto la calidad del agua en esta estación es de aguas muy contaminadas tendiente a ser fuertemente contaminada (ROLDÁN, 2003) pues se presentan familias con puntajes bajos del índice y que tienen la capacidad de vivir bajo condiciones de abundante materia orgánica en descomposición dadas por los vertimientos que se han presentado en esta estación durante los últimos años.

En la estación 3 se hallaron 5 familias y se obtuvo un valor promedio de 15 del índice BMWP/Col como se muestra en la tabla 14, de acuerdo a este puntaje se determina que la estación 3 tiene una calidad de agua Muy Crítica con “aguas fuertemente contaminadas” clase V representada por el color rojo, siendo el valor más bajo del índice aplicado. Las familias *Psychodidae* y *Dugesiidae* presentes en esta estación tienen una valoración de 7 según el índice, sin embargo, estas familias solo representan el 27% del total de los individuos hallados durante los muestreos en esta estación, por su parte la familia *Physidae* que tiene una valoración de 3 en el índice BMWP/Col representa únicamente el 7% de los individuos totales hallados y las familias *Chironomidae* y *Culicidae* las cuales tienen un puntaje de 2 en el índice y representan el 66% del total de los individuos hallados.

Las estaciones de estudio no presentan macroinvertebrados acuáticos que se sean indicadores de buena calidad del agua, exceptuando algunas familias que se encontraron en la estación 1 como *Veliidae* con solo la presencia del 3% del total de los individuos registrados y un valor BMWP/Col de 8, *Hyalellidae* con la presencia del 6% del total de los individuos registrados y un valor BMWP/Col de 7 y *Elmidae* con la presencia del 3% del total de los individuos registrados y un valor BMWP/Col de 6 como se muestra en la gráfica 1 en comparación con las demás familias halladas que tienen una calificación 2 del índice BMWP/Col especialmente las familias *Chironomidae* con una abundancia del 31% y *Culicidae* con una abundancia del 26%, estas dos familias tienen un valor BMWP/Col 2.

Cabe destacar que la familia *Dugesiidae* de valor BMWP/Col de 7 se presentó en las 3 estaciones de estudio especialmente bajo la presencia abundante de macrófitas como el Buchón de Agua con un 10% del total de los individuos registrados, siendo la familia más abundante después de *Chironomidae* y *Culicidae* seguida de la familia *Physidae* con una representación del 8% total de los individuos, la cual se presentó en las tres estaciones de estudio, sin embargo, a diferencia de la familia *Dugesiidae* esta familia tiene un valor BMWP/Col de 3, y según este puntaje se refiere a aguas contaminadas (ROLDAN, 2003).

El índice BMWP/Col caracterizó la estación 1 en general como “aguas muy contaminadas” y las estaciones 2 y 3 como “aguas muy contaminadas” tendientes a “aguas fuertemente contaminadas”, indicando que las aguas del humedal Gualí han sufrido de fuertes intervenciones antrópicas.

8. APLICACIÓN DEL ÍNDICE BMWP/Cu (adaptado para Cundinamarca).

Tabla 15. Puntajes asignados a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del BMWP/Cu

| Familia | Valor |
|--|-------|
| <i>Gonphidae, Hydridae, Lampyridae, Lymnessiidae, Odontoceridae, Oligoneuridae, Helicopscichidae, Calamoceratidae, Leptoceridae, Leptoflebiidae, Chordodidae, Polithoridae, Pcephenidae, Ptylodactylidae, Pcephenidae.</i> | 10 |
| <i>Blephaloceridae, Dyticidae, Euthyplociidae, Gyrinidae, Hydrobiocidae, Polycentropodidae, Policentropodidae, Xiphocentronidae.</i> | 9 |
| <i>Ebridae, Hydrobiidae, Lestidae, Pleidae, Pseudothelpusidae, Saldidae, Veliidae, Gerridae, Phhylopotamidae, Trichodactilidae,</i> | 8 |
| <i>Caenidae, Calopterygidae, Simulidae, Corixidae, Dixidae, Driopidae, Glossossomatidae, Leptohiphidae, Naucoridae, Notonectidae, Psychodidae.</i> | 7 |
| <i>Ancylidae, Hydroptilidae, Hyaellidae, Corydalidae, Libellulidae, Limnynchidae, Coenagrionidae, Neritidae, Pilidae, Lutrochidae, Megapodagrionidae, Staphilinidae.</i> | 6 |
| <i>Planariidae (Dugesiidae), Aeshnidae, Hydropsychidae, Belostomatidae, Gelastocoridae, Nepidae, Planorbiidae, Elmidae, Pyralidae, Tabanidae, Thiaridae, Pleuroceridae.</i> | 5 |
| <i>Chrysomelidae, Mesobelidae, Stratiomidae, Dolichopodidae, Sphaeridae, Baetidae, Aleurodidae, Tipulidae, Lymnaeidae, Ceratopogonidae.</i> | 4 |
| <i>Hirudinea, Phcidae, Hydrometridae, Hydrophilidae, Physidae, Scirtidae.</i> | 3 |
| <i>Culicidae, Chironomidae, Syrphidae.</i> | 2 |

Bohórquez, 1997.

En la temporada de lluvia hubo algunas variaciones aplicando el índice BMWP/Cu con respecto al índice BMWP/Col, de tal manera que se presentó en la estación 1 calidad del agua Crítica clase IV de acuerdo al índice BMWP/Cu para el humedal Gualí como se muestra en la tabla 12; la estación 2 presentó calidad del agua Crítica clase IV en los dos primeros muestreos y calidad de agua Muy Crítica de clase V en el último muestreo, caso contrario de la estación 3, pues presentó calidad del agua

Muy Crítica clase V en los dos primeros muestreos y calidad de agua Crítica clase V.

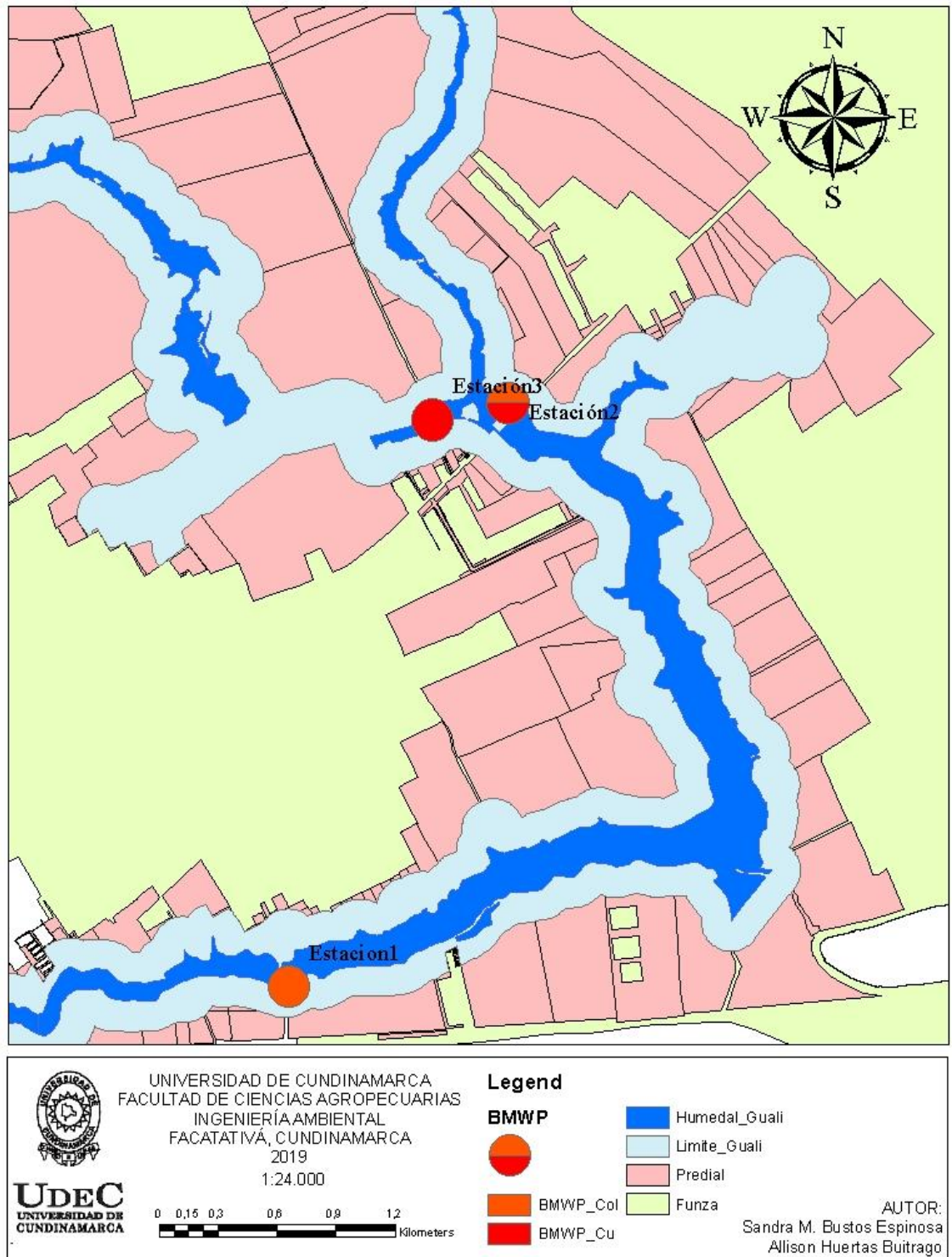
En la temporada de sequía el índice BMWP/Cu se comportó de igual manera que el índice BMWP/Col en temporada de sequía con pequeñas variaciones, de tal manera que los valores son más bajos como se muestra en la tabla 13.

En la estación 1 se obtuvo un valor promedio de 27 del índice BMWP/Cu como se muestra en la tabla 14, de acuerdo a este puntaje se determina que la estación 1 tiene una calidad de agua Crítica con “aguas muy contaminadas” clase IV representada por el color naranja al igual que el resultado dado por índice BMWP/Col a pesar de que su valorización es más baja. El puntaje de esta estación es debido a que las familias que se presentaron en esta zona del humedal corresponden a las puntuaciones más altas para este estudio con la presencia de la familia *Veliidae* de puntaje 8, la familia *Hyaellidae* que en este caso tiene un puntaje de 6, le siguen las familias *Elmidae* y *Dugesiidae* las cuales descendieron a un puntaje de 5 en este índice, asimismo se presentaron las familias *Scirtidae* (su puntaje descendió) y *Physidae* de puntaje 3 y las familias *Chironomidae* y *Culicidae* que en el índice BMWP/Cu siguen con un puntaje de 2.

En la estación 2 se obtuvo un valor promedio de 15 del índice BMWP/Cu como se muestra en la tabla 14, esto quiere decir que bajo este índice la estación 2 tiene una calidad de agua Muy Crítica de “aguas fuertemente contaminadas” clase V representada por el color rojo. A pesar de que en esta estación se halló el mismo número de familias que en la estación 1, en esta estación se presentaron las familias *Chironomidae*, *Shyrphidae* y *Culicidae* correspondientes a un puntaje 2 del BMWP/Cu, las familias *Tipulidae* y *Ceratopogonidae* con un valor de 4 las cuales ascendieron dentro de este índice, le sigue la familia *Physidae* puntaje 3 dentro del BMWP/Cu, la familia *Dugesiidae* descendió con un puntaje de 5 dentro de este índice y la familia *Scirtidae* que correspondiente a un puntaje 3 dentro del BMWP/Cu; por lo tanto la calidad del agua en esta estación es fuertemente contaminada aplicando este método a diferencia del índice BMWP/Col.

En la estación 3 se obtuvo un valor promedio de 13 del índice BMWP/Cu como se muestra en la tabla 14, de acuerdo a este puntaje se determina que la estación 3 tiene una calidad de agua Muy Crítica con “aguas fuertemente contaminadas” clase V representada por el color rojo, siendo el valor más bajo para el índice BMWP/Cu al igual que el índice BMWP/Col. La familia *Psychodidae* tienen una valoración de 7 para los dos índices, la familia *Dugesiidae* tiene una valoración de 5 para el índice BMWP/Cu, la familia *Physidae* tiene una valoración de 3 en ambos índices al igual que las familias *Chironomidae* y *Culicidae* las cuales tienen un puntaje de 2.

Imagen 10. Mapa de la calidad del agua en las tres estaciones de estudio del humedal Gualí, Funza – Cundinamarca.



Autores

Aplicando los índices BMWP/Col y BMWP/Cu se puede decir que en los resultados finales no se presentaron cambios significativos en la estación 1 ni en la estación 3, pues con la aplicación de los dos índices el resultado final fue el mismo, calidad del agua Crítica clase IV para la estación 1, la cual se marca únicamente con el color naranja como aparece en la imagen 10 y calidad de agua Muy Crítica de clase V para la estación 3, la cual se marca únicamente con el color rojo. Por otro lado, en la estación 2 el resultado final aplicando el índice BMWP/Col fue una calidad de agua Crítica clase IV y aplicando el BMWP/Cu dio como resultado calidad de agua Muy Crítica de clase V, esto debido a las variaciones en los valores para este índice que se les da a las familias de macroinvertebrados acuáticos, por esta razón, en la estación 2 se marca con dos colores para la calidad del agua indicando estos resultados.

CONCLUSIONES

El humedal Gualí en términos generales cuenta con una calidad de agua bastante baja y un espejo de agua totalmente eutrofizado, principalmente por la cantidad de nutrientes y materia orgánica que llega al humedal de descargas de aguas residuales domésticas e industriales. Las familias de macroinvertebrados encontradas con mayor abundancia y dominancia en las 3 estaciones de monitoreo aducen igualmente a condiciones de baja calidad de agua aplicando el índice BMWP/Col, ya que son organismos altamente tolerantes a la contaminación, como lo es *Culicidae*, *Chironimidae*, *Physidae* y *Dugesiidae*.

De acuerdo a los índices de riqueza, diversidad y dominancia se obtienen valores muy bajos, lo que indica una afectación en la dinámica poblacional de un ecosistema saludable, especialmente en la estación de monitoreo 3 no sólo se refleja un valor alto en la dominancia de la familia *Chironimidae* si no que los parámetros fisicoquímicos arrojan valores muy por encima del límite para aguas residuales, es posible a manera de hipótesis que estos organismos incluso hayan desarrollado un nivel de resistencia a estas condiciones, ya que son adversas incluso para este tipo de organismos.

Una de las características en común que presentaron las familias de macroinvertebrados acuáticos *Chironomidae*, *Culicidae* y *Physidae* hallados especialmente en las estaciones 2 y 3, es su alta capacidad para permanecer en concentraciones bajas de oxígeno disuelto, puesto que fue un parámetro persistente en las estaciones de estudio.

Las actividades antrópicas y la creciente urbanización han logrado repercutir de forma negativa la estructura y equilibrio ecológico del humedal, que se ve reflejado esencialmente en las condiciones de calidad de agua y en la baja diversidad y riqueza de insectos acuáticos encontrados, puesto que la modificación del hábitat natural es un factor influyente sobre estas comunidades. Los ambientes con hábitats saludables pueden soportar un mayor número de especies, pues pueden ofrecer más recursos habitacionales y alimenticios lo que evita la aparición de especies dominantes o la pérdida de grupos y el aumento de otros ya sea por la ausencia de depredadores o por la disminución de la competencia de algún nicho específico.

Es importante destacar, que las condiciones generales del humedal en términos de calidad del agua, se encuentra en estado crítico, se demuestra que con el tiempo persisten e incluso aumentan los contaminantes, obligando a las especies a generar

mecanismos de adaptación en condiciones adversas o incluso llevándolas a su exterminio.

La aplicación del índice BMWP/Col y BMWP/Cu arrojan resultados similares, que además coinciden con el análisis histórico de los parámetros fisicoquímicos, por lo que es una metodología aplicable y de fácil implementación para realizar futuros monitoreos al humedal Gualí, cabe aclarar que en términos generales usando el índice BMWP/Cu los resultados en las valoraciones numéricas de calidad de agua para cada estación fueron menores que en el índice BMWP/Col.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACEVEDO, J., VALDEZ, I., & POGGI, H. (2006). ¿Cómo medir la diversidad?. Ecatepec de Morelos, Estado de México: TESE.

A KOLKWITS, R. & MARSSON (1902), Fundamental para la evaluación biológica del agua en el parque acuático Flora y Fauna. Mediación de la calidad del agua.

ARISTIZABAL, H & GARCÍA (2017), Hemipteros acuáticos y semiacuáticos del neotrópico.

ALBA-TERCEDOR, J. (1996), Macroinvertebrados Acuáticos y calidad de las aguas de los ríos, IV simposio de la calidad del agua en Andalucía, Almería

ALVAREZ L. (2005), metodología para la utilización de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt Bogotá, D.C., 2005.

ÁLVAREZ, & PÉREZ, L. (2007). Evaluación de la calidad de agua mediante la utilización de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca del Yeguaré, Honduras: Tesis. Zamorano, Honduras: Escuela Agrícola Panamericana

ANGELIER, E. (2002). Ecología de las aguas corrientes. Editorial Acribia S. A., Zaragoza, España.

BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D. & STRIBLING, J.B., (1999) Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. US EPA, Office of Water, Washington DC, USA.

BARRERA ALFONSO, M. & MONROY MORA, B. (2015). Evaluación de la calidad del agua en la quebrada la esmeralda (Bojacá, Cundinamarca) por medio de macroinvertebrados acuáticos, Universidad Distrital Francisco José De Caldas Facultad De Medio Ambiente Y Recursos Naturales Tecnología En Saneamiento Ambiental Bogotá.

BONADA, N., VICENT, H., BERNHARD, S., (2005). Evolución del biomonitoreo de insectos acuáticos: un análisis comparativo de los enfoques recientes, Universidad de Barcelona, España.

CAR. (2011). Humedales del Territorio CAR. Bogotá, D.C. Imprenta Nacional de Colombia.

CAR – ENINCO S.A. (2017). DOCUMENTO COMPONENTE DIAGNOSTICO, Formulación del plan de manejo ambiental del distrito regional de manejo integrado (DMI) de los terrenos comprendidos por los humedales Gualí, Tres Esquinas y Laguna Funzhé, y su área de influencia directa ubicada en los municipios de Funza, Mosquera y Tenjo, Cundinamarca.

CAR - EPAM S.A. ESP. (2016). INFORME FINAL, Plan de Rehabilitación Humedal Gualí - Tres Esquinas - Lagunas Funzhé. Bogotá D.C.

CAR. (2006). Por el cual se establecen los objetivos de calidad del agua para la cuenca del río Bogotá a lograr en el año 2020. [43]. Disponible en: <https://www.car.gov.co/uploads/files/5ada10b9602b4.pdf>

CASTELLANOS, C. (2006). Los ecosistemas de humedales en Colombia, Universidad Industrial de Santander, Santander.

CHORDA, F. (2014). Biología de mosquitos (Diptera: Culicidae) en enclaves representativos de la Comunidad Valenciana. Programa de Doctorado en Parasitología Humana y Animal.

CAR, ENINCO S.A, ALCALDÍA DE FUNZA., (2017). Plan de Manejo Ambiental del Distrito Regional de Manejo Integrado (DMI) de los terrenos comprendidos por los humedales Gualí, Tres Esquinas y Lagunas de Funzhé, y su área de influencia directa ubicada en los municipios de Funza, Mosquera y Tenjo, Cundinamarca.

DOMINGUEZ, E., FERNANDEZ, H., (2009). Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.

ESPEJO, B, MAYORGA. (2017). Propuestas de gestión para la calidad hídrica del humedal Gualí – Tres Esquinas, en su brazo noroccidental, acorde a la evaluación de objetivos e índices de calidad. Funza, Cundinamarca.

ESPINOZA, A., VILLALBA-FORCADELL, C. E IBARRA, J., (2012). Caracterización de servicios ecosistémicos de humedales: regulación de la calidad de agua en el humedal del río salado, Paraguay. Boletín de la Red Iberoamericana y del Caribe de Restauración Ecológica.

GARCÍA, L. & JIMÉNEZ, F. (2006). Efectos del bosque ribereño y de las actividades antrópicas en las características físico-químicas y en poblaciones de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca del río Tascalapa, Honduras. Recursos Naturales y Ambiente.

GIRALDO, G. (2004). Bioindication of the water quality in currents of the high Andes. Application of the BMWP'/Col and BMWP'/Cu biologic monitoring indexes. Universidad Francisco José de Caldas.

GILLER, P. S. & B. MALMQVIST, (2000). The biology of streams and rivers. Oxford University Press, New York

GÓMEZ, A.; NARANJO, D.; MARTÍNEZ, A & GALLEGO, D., (2007) Calidad del agua en la parte alta de las cuencas Juan Cojo y el Salado (Girardot–Antioquia, Colombia).

GÓMEZ, M.F., MORENO, L.A., ANDRADE, G.I. Y RUEDA, C., (2015). Estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia, Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C., Colombia.

GONZALES, C. & ARANA, J. (2014). Métodos de colecta, identificación y análisis de comunidades biológicas: plancton, perifiton, bentos (macroinvertebrados) y necton (peces) en aguas continentales del Perú. Universidad Nacional Mayor de San Marcos Museo de Historia Natural Departamentos de Limnología e Ictiología.

GONZALES, E., & ROLDAN G., (2019). Monitoreo biológico de la calidad del agua en las Américas. IANAS La Red Interamericana de Academias de Ciencias. México. ISBN: 978-607-8379-33-0.

GUTIÉRREZ, F., ROSAS, K. & RAMÍREZ, A. (2013). Aquatic insects of Puerto Rico: a list of families. Dugesiana.

GUTIÉRREZ. M. E. (2017). Recolección y preservación de zooplancton y macroinvertebrados acuáticos, Recolección de Tejidos Biológicos para análisis Genéticos. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá.

HOBACK, & STANLEY (2001). Insects in hypoxia. Journal of Insect Physiology.

JACOBSEN, D., (1998). The effect of organic pollution on the macroinvertebrate fauna of ecuatorial highland streams. Hydrobiol.

KARR, J. (1991), Integridad biológica, un aspecto desde hace mucho tiempo descuidado de la gestión de los recursos hídricos. Aplicaciones Ecológicas.

KOLKWITZ, R. & MARSSON, W. (1908). Ecology of plant saprobia. Oekol.

LILIANA SALAZAR, L. (2006). Revisión y ajuste de los planes de manejo ambiental de los humedales de Neuta, Tierra Blanca, Laguna de La Herrera y humedal El Yulo de acuerdo con lo establecido en la resolución 157 de 2004 del MAVDT.

Corporación Autónoma Regional. Disponible en:
<https://www.car.gov.co/uploads/files/5ac7e6338f8b2.pdf>

LASSO, C., GUTIERREZ F., MORALES, D., PARRA, J., (2015). Humedales interiores de Colombia: identificación, caracterización y establecimiento de límites según criterios biológicos y ecológicos. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

MARONEZE, D.M.; TUPINAMBÁS, T.H.; FRANÇA, J.S.; CALLISTO, M. (2011). Efectos de la reducción de flujo y aliviaderos en la composición y estructura de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en un tramo de río brasileño.

McCARTHY J. F. & SHUGART L. R., (1990), Biomarkers of environmental contamination, New York.

METCALF, J. L. (1989), "Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status I, Europe".

MERRITT, R., CUMMINS, K., & BERG, M., (2008). Aquatic Insects of North America. Kendal Hunt, United States of America.

MINAMBIENTE. (2015). Colombia tiene más de 30 mil humedales. Abril 06, 2017, de MINAMBIENTE Disponible en:
<http://www.minambiente.gov.co/index.php/component/content/article/noticias/1659-se-revela-mapa-de-humedales-en-colombia>

MINAMBIENTE. (2016). Humedales de Colombia, fuente de vida. Mayo 11, 2017, de MINAMBIENTE Disponible en:
<http://www.minambiente.gov.co/index.php/noticias/2196-humedales-de-colombia-fuente-de-vida>

MOYA, C., VALDOVINOS, A. MORAGA, F. ROMERO, P. DEBELS & A. OYANEDEL. (2009). Patrones de distribución espacial de ensambles de macroinvertebrados bentónicos de un sistema fluvial Andino Patagónico. Revista Chilena de Historia Natural.

PARDO, I., ÁLVAREZ, M., CASAS, J., MORENO, J., VIVAS, S., BONADA, N., ALBA TERCEDOR, J., JÁIMEZ CUÉLLAR, P., MOYA, G., PRAT, N., ROBLES, S., PATRICK, R. (1949), Medida biológica propuesta de las condiciones del arroyo, basada en un estudio de la cuenca de Conestoga, Lacaster Conutry, Pennsylvania.

PAREDES, C., IANACONE, J. & ALVARIÑO, L. (2004). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos de la calidad de agua en dos ríos de Cajamarca y Amazonas, Perú.

PENNAK, R.W. (1978). Fresh-Water Invertebrates of the United States. 2nd Edition, Jhon Wiley Sons, New York.

PINILLA, A. (2000). Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Bogotá.

PONCE DE LEÓN, E. (2004), Humedales Designación de sitios Ramsar en territorios de grupos étnicos en Colombia, Primera Edición, abril de 2004, Santiago de Cali – Colombia, ISBN: 958-97402-2-7.

RAMSAR, (1971). CONVENCION SOBRE LOS HUMEDALES ¿Qué son los humedales? Documento informativo Ramsar No. 1. Irán. Disponible en: <https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/info2007sp-01.pdf>

RAMSAR, (1971). 9^o Reunión de la conferencia de partes contratantes en la convención sobre los humedales, Macro Integrado para el inventario, la evaluación y el monitoreo de humedales. (Resolución IX. 1 Anexo E). Disponible en: <https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/pdf/guide/guide-ifwiam-s.pdf>

REECE P. F., REYNOLDSON J. T., RICHARDSON J. S. & D. M. ROSENBERG. (2001). Implications of seasonal variation for biomonitoring with predictive models in the Fraser River catchment, British Columbia. Canadian Journal of Fisheries and Aquatics Sciences.

RIVERA, U.J.; CAMACHO, P.D.; BOTERO, B.A. (2008). Estructura numérica de la entomofauna acuática en ocho quebradas del departamento del Quindío-Colombia.

RIVERA, J. & PINILLA, G. (2013). Ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos y su relación con las variables físicas y químicas en el humedal de Jaboque – Colombia. Universidad Nacional de Colombia. ISSN 0366-5232.

ROCHA, Z. (2004). Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad de aguas. Cultura Científica.

ROLDÁN, G., BUILES, J. J., TRUJILLO, C. M. & SUÁREZ, A. (1973), Efectos de la contaminación industrial y doméstica sobre la fauna béntica del río Medellín. Actualidades Biológicas.

ROLDAN, G., (1992). Fundamentos de limnología neotropical. Universidad de Antioquia. Medellín.

ROLDÁN, G. (1988). Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Fondo FEN Colombia- Colciencias - Universidad de Antioquia, Editorial Presencia Ltda. Santafé de Bogotá.

ROLDÁN G. (2001), Estudio limnológico de los recursos hídricos del Parque de Piedras Blancas. Acad. Col. Cien. Exac. Fis. Nat. Colección Jorge Álvarez Ileras.

ROLDÁN, G. (2003), La bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Editorial Universidad de Antioquia, Medellín. Uso del Método BMWP/Col. Editorial Universidad de Antioquia.

ROLDÁN PÉREZ, G. & RAMÍREZ RESTREPO, J. (2008). Fundamentos de Limnología Neotropical. Medellín: Universidad de Antioquia.

ROLDÁN PÉREZ, G. (2012). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua. Bogotá, D.C. Imprenta Nacional de Colombia.

ROLDAN PEREZ (2016), Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica, Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales el 6 de abril de 2016.

SÁNCHEZ, J. (2009). Biología de la alimentación de la trucha común (*Salmo trutta* linné, 1758) en los ríos de Galicia. Universidad de Santiago de Compostela.

SERMEÑO-CHICAS, SERRANO-CERVANTES, M. SPRINGER, M. PANIAGUA-CIENFUEGOS, D. PÉREZ, A. RIVAS FLORES, R. MENJIVAR ROSA, D. BONILLA DE TORRES, F.A. CARRANZA-ESTRADA, J.M. FLORES-TENSOS, C. GONZALES, P.E. GUTIERRES-FONSECA, M.A. HERNÁNDEZ MARTÍNEZ, A.J. MONTERROSA URÍAS & A.Y. ARIAS DE LINARES. (2010). Determinación de la calidad ambiental de las aguas de los ríos de El Salvador, utilizando invertebrados acuáticos: índice biológico a nivel de familias de invertebrados acuáticos en El Salvador

MONTOYA, S. (2016). Macroinvertebrados como una herramienta tecnológica para la bioindicación de agua en Colombia. Universidad Nacional Abierta y a Distancia UNAD, Caquetá.

SOLEDISPA, C. (1997). Biodiversidad y bioindicadores de perturbación en la vegetación tropical de la región atlántica de Costa Rica. Universidad EARTH.

SUÁREZ, M. L., TORO, M. Y VIDAL ABARCA, M. (2002). El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat.

SPRINGATE-BAGINSKI, O., D. ALLEN Y W. DARWALL, (2009). An integrated wet - land assesment kit. UICN, Gland.

SPRINGER, M. (2010). Biomonitorio Acuático. Escuela de Biología & Centro de Investigación en Ciencias del Mar y limnología (CIMAR), Universidad de Costa.

TOWNSEND, C. & SCARSBROOK, (1997). Cuantificación de perturbaciones en arroyos: medidas alternativas de perturbación en relación con los rasgos de las especies de macroinvertebrados y la riqueza de especies.

UNIVALLE. (2009). Identificación de los responsables vertimientos, captaciones de agua, riesgos y vulnerabilidad en el río Lili, la quebrada Gualí y el Zanjón del Burro, en el área urbana de Santiago de Cali. Cali.

VAN DER HAMMEN, T.; STILES, F.G.; ROSSELLI, L.; CHISACÁ HURTADO, M.L.; CAMARGO PONCE DE LEÓN, G.; GUILLOT MONROY, G.; USECHE SALVADOR, Y.; RIVERA OSPINA, D. (2008). Protocolo de recuperación y rehabilitación ecológica de humedales en centros urbanos. Secretaría Distrital de Ambiente, Bogotá.

ZÚÑIGA M.C., ROJAS A.M. Y CAICEDO G. (1997), Indicadores ambientales de calidad del agua en la cuenca del río Cauca. En: Bioindicadores Ambientales de la Calidad del Agua. Universidad del Valle, Cali

ZAMORA H. (1999), Adaptación del índice BMWP para la evaluación biológica de la calidad de las aguas epicontinentales en Colombia. Rev. Unicauca.

ANEXOS

Datos históricos de parámetros fisicoquímicos estaciones 1, 2 y 3 dadas por la Dirección de Laboratorio e Innovación Ambiental de la CAR.

Anexo 1. Estación 1

| Parámetro | Unidades | LCT / LCM | Limite Normatividad | Año 2009 | Año 2010 | Año 2011 | Año 2012 | Año 2013 | Año 2014 | Año 2015 | Año 2016 | Año 2017 | Año 2018 | |
|---------------------------|--------------------------|-----------|---------------------|-----------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|-----------|----------|
| | | | | 5711 - 09 | 2080 - 10 | 2879 - 11 | 11 - 12 | 1499 - 13 | 1976 - 14 | 017 - 15 | 1864 - 16 | 4371 - 17 | 1837 - 18 | |
| Cloruros | mg/L | LCM | 0,5 | 250 | 63,8 | 64,5 | 94,2 | 75,1 | 59,7 | 66 | 60,4 | 52,9 | 69,7 | 86,7 |
| Conductividad | | LCM | | | | | 888 | | | | | | | |
| Conductividad en Campo | µs/cm | LCM | | | 564 | 584 | | 1115 | 606 | 752 | 644 | 489 | 511 | 971 |
| DBO | mg O ₂ /L | LCM | 2,0 | | 9,5 | 7,6 | 20,2 | 6,3 | 151 | 10,1 | 11,6 | 11,7 | 23,3 | 93,4 |
| DQO | mg O ₂ /L | LCM | 70 | | | | | | | | | 48,4 | 159 | 281 |
| Fósforo Total | mg - P/L | LCM | 0,06 | | 0,995 | 2,23 | 0,787 | 0,62 | 2,812 | 1,935 | 1,482 | 1,124 | 1,344 | 6,39 |
| Fosforo Orto | | | | | | | | | | | | | | |
| N - Amoniacal | mg N -NH ₃ /L | LCM | 0,7 | 1,0 | 6,2 | 4,028 | 2,84 | 9,14 | 6,23 | 19,7 | 10,63 | 8,862 | 6,28 | 21,6 |
| N - Nitrato | mg/L | | | 10 | 0,4 | 0,6 | 0,4 | 0,5 | 0,8 | 0,13 | 0,31 | 0,406 | 0,761 | <LCT |
| N - Nitrito | mg/L | | | 1,0 | <VMD | 0,027 | <VMD | <LCM | 0,018 | <LCM | 0,016 | 0,015 | 0,04 | <LDI |
| Oxígeno Disuelto | mg O ₂ /L | | | | | | 8,9 | 0,3 | 0 | | | | | |
| Oxígeno Disuelto en Campo | mg O ₂ /L | | | | 1,7 | 0,9 | | | | 0,6 | 2,2 | 0,49 | 0,86 | 0,2 |
| pH | Unidades | | | | | | 7,5 | | | | | | | 6,7 |
| pH en campo | Unidades | LCM | NA | 5,0 - 9,0 | 6,7 | 6,7 | | 5 | 6,7 | 6,9 | 6,7 | 6,66 | 7,54 | |
| Coliformes Totales | NMP/100 ml | LCM | <1 | 20000 | 1,20E+05 | 1,50E+04 | 2,50E+05 | 1,8E+04 | 2,00E+05 | 9,20E+04 | 2,40E+05 | 2,00E+04 | 2,20E+05 | 2,40E+07 |
| Escherichia Coli | NMP/100 ml | LCM | <1 | 2000 | 2,40E+04 | 4,10E+03 | 3,20E+04 | 4,1E+03 | 8,90E+03 | 4,40E+04 | 7,70E+04 | 2,00E+03 | 3,10E+04 | 6,20E+05 |
| Sólidos Suspendidos | mg - SST/L | LCM | 4 | | 35 | 16,5 | 272 | 55,8 | 444 | 13,1 | 46,3 | <LCM | 62,9 | 4380 |
| Acidez Total | mg CaCO ₃ /L | <LCM | | | | | | | | | | | | |
| Alcalinidad Total | mg CaCO ₃ /L | | | | | | | | | | | | | |
| Dureza Total | mg CaCO ₃ /L | | | | | | | | | | | | | |
| Dureza Calcica | mg Ca/L | | | | | | | | | | | | | |
| Arsénico | mg As/L (ppm) | LCM | 0,011 | 0,05 | | | | | | | | <LCM | | 0,0194 |
| Bario | mg Ba/L (ppm) | LCM | 0,011 | 1,0 | | | | | | | | 36,99 | 0,064 | 0,1691 |
| Berilio | mg Be/L (ppm) | LCM | 0,011 | | | | | | | | | <LCM | <LCM | <LCT |
| Boro | | | | | 50,87 | | 51,81 | | | | | | | |
| Cadmio | mg Cd/L (ppm) | LCM | 0,011 | 0,01 | | | | | | | | NR | <LCM | <LCT |
| Calcio | mg Ca/L (ppm) | LCM | 0,6 | | 36,19 | | 43,98 | | | | | | 63,08 | 88,17 |
| Cobalto | mg Co/L (ppm) | LCM | 0,011 | | 4,11 | 2,02 | 0,67 | | | <LCM | 2,82 | <LCM | <LCM | <LCT |
| Cobre | mg Cu/L (ppm) | LCM | 0,0051 | | | | | | | | | <LCM | <LCM | <LCT |
| Cromo | mg Cr/L (ppm) | LCM | 0,1 | 0,05 | <VMD | <VMD | <VMD | <VMD | <LCM | <LCM | <LCM | <LCM | <LCM | <LCM |
| Fenoles | mg Fenol/L | LCT | 0,01 | 0,002 | | | | | | | | | 0,0024 | |
| Hierro | mg Fe/L (ppb) | LCM | 0,3 | | 0,85 | | 3,13 | | | | | <LCM | <LCM | 23,9 |
| Magnesio | mg Mg/L (ppm) | LCM | 0,06 | | 11,28 | | 15,85 | | | | | | 4,11 | 11,6 |
| Manganeso | mg Mn/L (ppm) | LCM | 0,011 | | 0,67 | | 406 | | | | | 3,6 | 0,2667 | 0,9561 |
| Mercurio | mg Hg/L (ppm) | LCM | 0,011 | 0,002 | <VMD | <VMD | <VMD | | <LCM | | | <LCM | <LCM | |
| Molibdeno | mg Mo/L (ppm) | LCM | 0,011 | | <VMD | | <VMD | | | | | | <LCM | |
| Plata | mg Ag/L (ppm) | LCM | 0,011 | 0,05 | 0,45 | 1,51 | <VMD | | | <LCM | | <LCM | <LCM | |
| Plomo | mg Pb/L (ppm) | LCM | 0,011 | 0,05 | 0,75 | 2,69 | 5,82 | | | <LCM | | <LCM | <LCM | |
| Selenio | mg Se/L (ppm) | LCM | 0,011 | 0,01 | <VMD | <VMD | <VMD | | | <LCM | <LCM | <LCM | <LCM | |
| Sodio | mg Na/L (ppm) | LCM | 0,4 | | 53,78 | | 98,65 | | | | | | 11,1 | 105,11 |
| Sulfatos | mg/L | LCM | 0,5 | 400 | 94 | 64,3 | 17,4 | 241 | 56,7 | 96 | 78,1 | 44,5 | | 121 |
| Sulfuros | mg - S ⁼ /L | LCM | 2,0 | | | | | | | | | 4,9 | 3,9 | NR |
| Surfactantes | mg - SAMM - /L | LCM | 0,1 | 0,5 | | | | | | | | 1,59 | 0,56 | 0,92 |
| Vanadio | mg V/L (ppm) | LCM | 0,011 | | | | | | | | | <LCM | <LCM | 0,0179 |
| Zinc | mg Zn/L (ppm) | LCM | 0,011 | 15 | | | | | | | | | 0,005 | |
| RAS | | | | | 2 | | 3,24 | | | | | | | |

Anexo 2. Estación 2

| Parámetro | Unidades | LCT / LCM | Limite Normatividad | Año 2009 | Año 2010 | Año 2011 | Año 2012 | Año 2013 | Año 2014 | Año 2015 | Año 2016 | Año 2017 | Año 2018 |
|---------------------------|--------------------------|-----------|---------------------|-----------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|-----------|
| | | | | 5703 - 09 | 2077 - 10 | 2828 - 11 | 8 - 12 | 1447 - 13 | 1973 - 14 | 003 - 15 | 1728 - 16 | 4369 - 17 | 1763 - 18 |
| Cloruros | mg/L | LCM | 0,5 | 250 | 49,2 | 44,2 | 71 | 79,5 | 59,2 | 61,7 | 67,7 | 55,11 | 45,2 |
| Conductividad | | | | | | 3030 | | | 2140 | | | 1352 | |
| Conductividad en Campo | µs/cm | LCM | | | 2180 | 2440 | | 3100 | | 1808 | 2460 | | 1730 |
| DBO | mg O ₂ /L | LCM | 2,0 | | 16,5 | 29,3 | 16,3 | 3,9 | 11,4 | 92 | 19,2 | 10,7 | 7,6 |
| DQO | mg O ₂ /L | LCM | 70 | | | | | | | | | 47,4 | 29,6 |
| Fósforo Total | mg - P/L | LCM | 0,06 | | 0,07 | 0,327 | <VMD | <LCM | 0,079 | 0,112 | 0,089 | 0,145 | <LCM |
| Fosforo Orto | | | | | | | | | | | | | <LDI |
| N - Amoniacal | mg N -NH ₃ /L | LCM | 0,7 | 1,0 | 19,43 | 13,482 | 13,91 | 12,71 | 4,74 | 6,4 | 6,99 | 6,649 | NR |
| N - Nitrate | mg/L | | | 10 | 0,3 | 0,5 | 0,3 | 0,2 | 0,4 | 0,15 | 0,68 | 0,18 | 0,19 |
| N - Nitrito | mg/L | | | 1,0 | <VMD | 0,006 | 0,012 | <LCM | 0,015 | <LCM | N.R | 0,006 | |
| Oxigeno Disuelto | | | | | | 0,0 | 3,5 | | 12,4 | | | 2,74 | |
| Oxigeno Disuelto en Campo | mg O ₂ /L | | | | 3,8 | 8,9 | | | | 0,6 | 0,9 | | 4,79 |
| pH | Unidades | | | | | | 3 | | | | 3,1 | 2,74 | |
| pH en campo | Unidades | LCM | NA | 5,0 - 9,0 | 2,9 | 3 | 2,9 | | 3 | 4,7 | | | 3,28 |
| Coliformes Totales | NMP/100 ml | LCM | <1 | 20000 | 1,00E+01 | <1,0E+01 | <1 | <1 | <1 | >2,4E+04 | 2,10E+02 | 6,10E+04 | 1,70E+01 |
| Escherichia Coli | NMP/100 ml | LCM | <1 | 2000 | <10 | <1,0E+01 | <1 | <1 | <1 | 1,40E+02 | <1,0E+01 | 6,60E+03 | <1E+00 |
| Sólidos Suspendidos | mg - SST/L | LCM | 4 | | 14,7 | 59,6 | 48 | 36,0 | 25,5 | 60 | 20 | 68 | 27 |
| Acidez Total | mg CaCO ₃ /L | <LCM | | | | | | | | | | | |
| Alcalinidad Total | mg CaCO ₃ /L | | | | | | | | | | | | |
| Dureza Calcica | mg Ca/L | | | | | | | | | | | | |
| Dureza Total | mg CaCO ₃ /L | | | | | | | | | | | | |
| Arsénico | mg As/L (ppm) | LCT | 0,011 | 0,05 | | | | | | | <LCM | | <LCT |
| Bario | mg Ba/L (ppm) | LCT | 0,011 | 1,0 | | | | | | | 88,62 | | 0,0242 |
| Berilio | mg Be/L (ppm) | LCT | 0,011 | | | | | | | | <LCM | | <LCT |
| Boro | | | | | 25,16 | | | | | | | | |
| Cadmio | mg Cd/L (ppm) | LCT | 0,011 | 0,01 | | | | | | | NR | | LCT |
| Calcio | mg Ca/L (ppm) | LCT | 0,6 | | 271 | | | | | | | | 90,86 |
| Cobalto | mg Co/L (ppm) | LCT | 0,011 | | 301 | 687 | 355 | | 183 | <LCM | <LCM | <LCM | 0,1504 |
| Cobre | | | | | | | | | | | <LCM | | |
| Cromo | mg Cr/L (ppm) | LCT | 0,1 | 0,05 | <VMD | <VMD | <VMD | <VMD | <LCM | <LCM | <LCM | <LCM | 0,0145 |
| Fenoles | mg Fenol/L | LCT | 0,01 | 0,002 | | | | | | | <LCT | | <LCT |
| Hierro | mg Fe/L (ppb) | LCT | 0,3 | | | | | | | | 0,6 | | 35,86 |
| Magnesio | mg Mg/L (ppm) | LCT | 0,06 | | 131 | | | | | | | | 49,93 |
| Manganesio | mg Mn/L (ppm) | LCT | 0,011 | | 8,35 | | | | | | | 40,33 | 3,3728 |
| Mercurio | mg Hg/L (ppm) | LCT | 0,011 | 0,002 | <VMD | <VMD | 7,88 | | <LCM | <LCM | <LCM | <LCM | <LCT |
| Molibdeno | mg Mo/L (ppm) | LCT | 0,011 | | <VMD | | | | | | | | <LCT |
| Plata | mg Ag/L (ppm) | LCT | 0,011 | 0,05 | <VMD | <VMD | 44,57 | | <LCM | <LCM | <LCM | <LCM | <LCT |
| Plomo | mg Pb/L (ppm) | LCT | 0,011 | 0,05 | 3,1 | 9,85 | 2,67 | | <LCM | <LCM | <LCM | <LCM | <LCT |
| Selenio | mg Se/L (ppm) | LCT | 0,011 | 0,01 | <VMD | <VMD | <VMD | | <LCM | <LCM | <LCM | <LCM | <LCT |
| Sodio | mg Na/L (ppm) | LCT | 0,4 | | 98,6 | | | | | | | | 47,39 |
| Sulfatos | mg/L | LCM | 0,5 | 400 | 1761 | 1198 | 925 | 1416 | 939 | 882 | 1216 | 631 | 729 |
| Sulfuros | mg - S ⁼ /L | LCM | 2,0 | | | | | | | | | 46,2 | 9,8 |
| Surfactantes | mg - SAMM - /L | LCT | 0,1 | 0,5 | | | | | | | <LCM | | 0,26 |
| Vanadio | mg V/L (ppm) | LCT | 0,011 | | | | | | | | <LCM | | <LCT |
| Zinc | mg Zn/L (ppm) | LCT | 0,011 | 15 | | | | | | | | | 0,8126 |
| RAS | | | | | 1,23 | | | | | | | | |

Anexo 3. Estación 3

| Parámetro | Unidades | LCT / LCM | Limite Normatividad | Año 2009 | Año 2010 | Año 2011 | Año 2012 | Año 2013 | Año 2014 | Año 2015 | Año 2016 | Año 2017 | Año 2018 | |
|---------------------------|--------------------------|-----------|---------------------|-----------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|-----------|----------|
| | | | | 5704 - 09 | 2078 - 10 | 2829 - 11 | 9 - 12 | 1448 - 13 | 1974 - 14 | 004 - 15 | 1729 - 16 | 4369 - 17 | 1764 - 18 | |
| Cloruros | mg/L | LCM | 0,5 | 250 | 82,2 | 93,4 | 72,9 | 70,5 | 66,4 | 106 | 104 | 82,28 | 75,04 | 42,2 |
| Conductividad | | | | | | | | | | | | | | |
| Conductividad en Campo | µs/cm | LCM | | | 1140 | 1426 | | 1261 | | 1391 | 1514 | | 1164 | 1289 |
| DBO | mg O ₂ /L | LCM | 2,0 | | 4,8 | 107 | 18,0 | 11,2 | 24 | 146 | 173 | 31,7 | 20,7 | 49,6 |
| DQO | mg O ₂ /L | LCM | 70 | | | | | | | | | 200 | 241 | 265 |
| Fósforo Total | mg - P/L | LCM | 0,06 | | 4,654 | 7,51 | 0,844 | 0,518 | 3,111 | 9,315 | 10,971 | 5,945 | 3,696 | 9,09 |
| Fosforo Orto | | | | | | | | | | | | | | 3,23 |
| N - Amoniacal | mg N -NH ₃ /L | LCM | 0,7 | 1,0 | 5,63 | 46,03 | 21,09 | 22,7 | 22,07 | 51,85 | 59,92 | 36,122 | 35,81 | 49,7 |
| N - Nitrate | mg/L | | | 10 | 0,3 | 0,4 | <VMD | <VMD | 0,4 | 0,71 | 0,83 | 0,494 | 0,609 | <LCT |
| N - Nitrito | mg/L | | | 1,0 | <VMD | <VMD | <VMD | 0,007 | <LCM | <LCM | 0,012 | 0,118 | 0,04 | <LDI |
| Oxigeno Disuelto | | | | | | | 0,0 | 0,0 | | | | 0 | | |
| Oxigeno Disuelto en Campo | mg O ₂ /L | | | | 0,2 | 0,3 | | | | 0,4 | 0,4 | | 3,45 | 0,44 |
| pH | Unidades | | | | | | 6,2 | | | | 7,5 | 6,7 | | |
| pH en campo | Unidades | LCM | NA | 5,0 - 9,0 | 6,8 | 7,1 | | 6,1 | 7,0 | 7,2 | | | 7,55 | 7,29 |
| Coliformes Totales | NMP/100 ml | LCM | <1 | 20000 | 1,40E+05 | 3,40E+07 | 2,40E+06 | 1,60E+06 | >2,4E+05 | 1,70E+07 | 2,40E+07 | 2,40E+06 | 8,80E+05 | 1,10E+01 |
| Escherichia Coli | NMP/100 ml | LCM | <1 | 2000 | 4,60E+04 | 1,10E+07 | 5,70E+05 | 5,80E+05 | 2,00E+05 | 7,30E+06 | 1,00E+07 | 7,70E+05 | 3,40E+05 | 3,00E+00 |
| Sólidos Suspendidos | mg - SST/L | LCM | 4 | | 50 | 88,6 | 29 | 37,0 | 72 | 200 | 106 | 216 | 166 | 120 |
| Acidez Total | mg CaCO ₃ /L | <LCM | | | | | | | | | | | | |
| Alcalinidad Total | mg CaCO ₃ /L | | | | | | | | | | | | | |
| Dureza Calcica | mg Ca/L | | | | | | | | | | | | | |
| Dureza Total | mg CaCO ₃ /L | | | | | | | | | | | | | |
| Arsénico | mg As/L (ppm) | LCT | 0,011 | 0,05 | | | | | | | <LCM | 0,004 | <LCT | |
| Bario | mg Ba/L (ppm) | LCT | 0,011 | 1,0 | | | | | | | 118 | 0,1249 | 0,0922 | |
| Berilio | mg Be/L (ppm) | LCT | 0,011 | | | | | | | | <LCM | <LCM | <LCT | |
| Boro | | | | | 56,86 | | | | | | | | | |
| Cadmio | mg Cd/L (ppm) | LCT | 0,011 | 0,01 | | | | | | | NR | <LCM | <LCT | |
| Calcio | mg Ca/L (ppm) | LCT | 0,6 | | 43,87 | | | | | | | 115 | <LCT | 43,49 |
| Cobalto | mg Co/L (ppm) | LCT | 0,011 | | 44,66 | 113 | 41,69 | | 13,94 | 7,63 | 3,84 | <LCM | <LCM | <LCT |
| Cobre | | | | | | | | | | | | <LCM | 0,0106 | |
| Cromo | mg Cr/L (ppm) | LCT | 0,1 | 0,05 | <VMD | <VMD | <VMD | <VMD | <LCM | <LCM | <LCM | <LCM | 0,0137 | 0,0189 |
| Fenoles | mg Fenol/L | LCT | 0,01 | 0,002 | | | | | | | | <LCT | <LCT | <LCT |
| Hierro | mg Fe/L (ppb) | LCT | 0,3 | | 5,43 | | | 7,39 | | | 0,62 | 0,47 | 2,48 | |
| Magnesio | mg Mg/L (ppm) | LCT | 0,06 | | 23,75 | | | 40,71 | | | 7,62 | 8,46 | 7,97 | |
| Manganesio | mg Mn/L (ppm) | LCT | 0,011 | | 1,3 | | | | | | | | 0,4775 | 1,0331 |
| Mercurio | mg Hg/L (ppm) | LCT | 0,011 | 0,002 | <VMD | 3,06 | <VMD | | <LCM | <LCM | <LCM | <LCM | <LCM | <LCT |
| Molibdeno | mg Mo/L (ppm) | LCT | 0,011 | | <VMD | | | | <LCM | <LCM | <LCM | <LCM | <LCT | <LCT |
| Plata | mg Ag/L (ppm) | LCT | 0,011 | 0,05 | <VMD | 3,92 | <VMD | | <LCM | <LCM | <LCM | <LCM | <LCT | <LCT |
| Plomo | mg Pb/L (ppm) | LCT | 0,011 | 0,05 | 1,25 | 8,18 | 2,51 | | <LCM | <LCM | 11,78 | <LCM | 10,93 | 0,0056 |
| Selenio | mg Se/L (ppm) | LCT | 0,011 | 0,01 | <VMD | <VMD | <VMD | | <LCM | <LCM | <LCM | <LCM | <LCT | <LCT |
| Sodio | mg Na/L (ppm) | LCT | 0,4 | | 92,85 | | 75,06 | | | | | | 21,71 | 141,83 |
| Sulfatos | mg/L | LCM | 0,5 | 400 | 111 | 196 | 508 | 468 | 191 | 107 | 73,8 | 155 | 152 | 61 |
| Sulfuros | mg - S ²⁻ /L | LCM | 2,0 | | | | | | | | 2,30E+00 | 43,3 | 5,7 | <LCM |
| Surfactantes | mg - SAMM - / L | LCT | 0,1 | 0,5 | | | | | | | 4,60E-01 | 0,48 | 0,42 | 0,61 |
| Vanadio | mg V/L (ppm) | LCT | 0,011 | | | | | | | | <LCM | <LCM | <LCT | |
| Zinc | mg Zn/L (ppm) | LCT | 0,011 | 15 | | | | | | | | | | 0,0148 |
| RAS | | | | | 2,58 | | | 1,66 | | | | | | |