

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA POR MEDIO DEL ÍNDICE BMWP-
COLOMBIA EN UNA SECCIÓN DEL ARROYO EL GALLINAZO (AGUACHICA,
CESAR – COLOMBIA)

CRISTIAN ELIAN CASTAÑEDA SANGUINO
VÍCTOR ANDRÉS SALAS OSPINO

UNIVERSIDAD POPULAR DEL CESAR-SECCIONAL AGUACHICA
FACULTAD DE INGENIERÍAS Y TECNOLOGÍAS
INGENIERÍA AMBIENTAL Y SANITARIA
AGUACHICA CESAR
2024

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA POR MEDIO DEL ÍNDICE BMWP-
COLOMBIA EN UNA SECCIÓN DEL ARROYO EL GALLINAZO (AGUACHICA,
CESAR – COLOMBIA)

TRABAJO DE GRADO PARA OPTAR AL TÍTULO DE INGENIERO AMBIENTAL
Y SANITARIA

CRISTIAN ELIAN CASTAÑEDA SANGUINO
VÍCTOR ANDRÉS SALAS OSPINO

DIRECTOR
MSc (c). ROSSEMBER SALDAÑA ESCORCIA

CO DIRECTOR
PhD (c). JUAN DAVID HERRERA GALVIZ

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN
GESTIÓN AMBIENTAL Y DESARROLLO HUMANO SOSTENIBLE

UNIVERSIDAD POPULAR DEL CESAR–SECCIONAL AGUACHICA
FACULTAD INGENIERÍAS Y TECNOLOGÍAS
INGENIERÍA AMBIENTAL Y SANITARIA
AGUACHICA CESAR
2024

NOTA DE APROBACIÓN

El trabajo de grado de Cristian Elián Castañeda Sanguino y Víctor Andrés Salas Ospino, titulado “*Evaluación de la calidad del agua por medio del índice BMWP-Colombia en una sección del arroyo El Gallinazo (Aguachica, Cesar – Colombia)*”, ha sido aprobado por los jurados, quien no se hace responsable de su contenido, pero lo ha encontrado correcto en su calidad y en su forma de presentación por lo que en fe de lo cual firman.

**PABLO ALBERTO HERRERA
EVALUADOR 1**

**SERGIO IVÁN GUARÍN SANTIAGO
EVALUADOR 2**

**ROSSEMBER SALDAÑA ESCORCIA
DIRECTOR DEL TRABAJO DE GRADO**

**JUAN DAVID HERRERA GALVIZ
CODIRECTOR DEL TRABAJO DE
GRADO**

DEDICATORIA

Dedicamos este trabajo principalmente a Dios, por darnos las fuerzas, la sabiduría y la resiliencia necesaria para poder culminar esta meta. A nuestros padres, por todo su apoyo, sacrificio y perseverancia, también a nuestros hermanos compañeros y tutores por todo el amor, paciencia y apoyo que nos brindaron, el cual nos inspiró e impulso a ser mejores cada día en nuestra formación como profesionales.

*Cristian Elián Castañeda Sanguino
Victor Andrés Salas Ospino*

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Popular del Cesar Seccional Aguachica, a sus docentes y compañeros que nos acompañaron en este camino y proceso de formación, aportando sus enseñanzas y saberes dentro y fuera de las aulas. Asimismo, se agradece a la Universidad Francisco de Paula Santander seccional Ocaña por el apoyo mediante insumos, equipos y recurso humano con cual fortalecieron este proyecto.

A nuestro director y docente Rossember Saldaña Escorcía y co-director Juan David Herrera Galvis, quienes estuvieron guiando y acompañando durante todo el proceso de investigación con sus aportes y saberes.

A Dios y a nuestras familias por estar siempre presente, brindándonos una luz de guía y esperanza para alcanzar nuestras metas.

*Cristian Elián Castañeda Sanguino
Víctor Andrés Salas Ospino*

TABLA DE CONTENIDO

LISTA DE FIGURAS	VIII
LISTA DE TABLAS	IX
LISTA DE ANEXOS.....	X
GLOSARIO	XI
RESUMEN.....	XIII
INTRODUCCIÓN	14
1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	17
2. JUSTIFICACIÓN	19
3. OBJETIVOS	21
3.1. Objetivo general	21
3.2. Objetivos específicos.	21
4. MARCO TEÓRICO.....	22
4.1. Ecosistemas Acuáticos Continentales.....	22
4.2. Macroinvertebrados Acuáticos.....	22
4.3. Macroinvertebrados como Indicadores	23
4.4. Ventajas de los Organismos como Bioindicadores	23
4.5. Importancia Ecológica de los Macroinvertebrados Acuáticos	24
4.6. Índice BMWP	24
4.7. Parámetros físicos y químicos del agua	26
4.7.1. Color.....	26
4.7.2. Conductividad	27
4.7.3. La Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO).....	27
4.7.4. La Demanda Química de Oxígeno en el agua (DQO).....	27
4.7.5. Oxígeno Disuelto (OD).....	28
4.7.6. Potencial de Hidrógeno (pH)	28
4.7.7. Temperatura	28
4.7.8. Turbiedad	29
4.7.9. Sólidos Suspendidos Totales.....	29
4.7.10. Índice de dominancia de Simpson.....	29
4.7.11. Índice de riqueza de Margalef.....	30

4.7.12.	Índice de diversidad de Shannon-Weaver.....	30
4.7.13.	Índice de uniformidad de Pielou	31
5.	MARCO LEGAL.....	32
6.	ESTADO DEL ARTE.....	35
7.	METODOLOGÍA	39
7.1.	Área de Estudio.....	39
7.2.	Desarrollo Metodológico.	41
7.2.1.	Línea y Sublínea de Investigación	41
7.2.2.	Tipo de Investigación.....	41
7.2.3.	Población.....	41
7.2.4.	Muestra.....	41
7.2.5.	Técnicas e Instrumentos para la Recolección de la Información	42
7.2.6.	Trabajo de campo.....	42
7.2.7.	Trabajo de laboratorio	43
7.3.	Análisis de los Datos.....	43
8.	RESULTADOS Y DISCUSIONES.....	44
8.1.	Parámetros físicos y químicos del agua	44
8.1.1.	Temperatura del agua.....	44
8.1.2.	Sólidos Suspendidos Totales (SST)	45
8.1.3.	Turbidez del agua.....	46
8.1.4.	Nitratos	47
8.1.5.	Relación Demanda Bioquímica de Oxígeno Vs Oxígeno Disuelto	49
8.1.6.	Relación Demanda Química de Oxígeno Vs Oxígeno Disuelto	50
8.1.7.	Relación Conductividad Eléctrica Vs Oxígeno Disuelto	51
8.2.	Estructura y abundancia de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos.....	53
8.2.1.	Comunidad acuática de macroinvertebrados.....	53
8.2.2.	Índices de diversidad.....	57
8.3.	Índice BMWP/Colombia.....	59
9.	CONCLUSIONES	62
10.	RECOMENDACIONES	63
	LITERATURA CITA	64
	ANEXOS	73

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Arroyo El Gallinazo, Aguachica - Cesar.	39
Figura 2. Variación de la Temperatura del agua	44
Figura 3. Variación de los Sólidos Suspendidos Totales (SST).....	45
Figura 4. Turbidez del agua.....	46
Figura 5. Variación de los Nitratos en el agua	48
Figura 6. Relación Demanda Bioquímica de Oxígeno Vs Oxígeno Disuelto	50
Figura 7. Relación Demanda Química de Oxígeno Vs Oxígeno Disuelto	51
Figura 8. Conductividad Eléctrica Vs Oxígeno Disuelto	52
Figura 9. Número total de macroinvertebrados encontrado en las estaciones	53
Figura 10. Número total de macroinvertebrados en época de lluvia.....	54
Figura 11. Número total de macroinvertebrados en época de sequía.....	55
Figura 12. Abundancia relativa vs Riqueza.....	57

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Puntaje índice BMWP-col para las familias de macroinvertebrados acuáticos. ...	25
Tabla 2. Calidad biológica del agua – Índice BMWP/Col.	26
Tabla 3. Comparaciones de índices de diversidad biológica.....	58
Tabla 4. Clasificación de las aguas según índice BMWP/Col.....	60

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1. Estadística descriptiva parámetros físicos y químicos	73
Anexo 2. Riqueza de familias y géneros de macroinvertebrados	74
Anexo 3. Taxonomía de macroinvertebrados muestreados	76
Anexo 4. Fotografías – Macroinvertebrados observados.....	78
Anexo 5. Fotografías – Área de estudio.....	78
Anexo 6. Fotografías – Análisis de laboratorio	80

GLOSARIO

Actividad antrópica: Son todas aquellas acciones realizadas por el ser humano que impactan el medio ambiente. En el contexto de los cuerpos de agua, estas actividades incluyen la deforestación, el vertido de residuos, la agricultura intensiva, la urbanización, la minería, y la industria. Estas actividades pueden alterar la calidad del agua, modificar los hábitats naturales, y reducir la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos (Guzman Rodriguez, 2021).

Hábitat: Es el entorno natural o área donde una especie o comunidad biológica vive y se desarrolla. En el caso de los ecosistemas acuáticos, el hábitat incluye cuerpos de agua como ríos, lagos, mares, y estuarios, así como las condiciones físicas, químicas y biológicas que permiten la supervivencia y reproducción de las especies. Los hábitats acuáticos se caracterizan por factores como la profundidad, la velocidad del agua, la presencia de vegetación, y la calidad del agua (Montoya Moreno & Escobar Gutiérrez, 2019).

Indicador biológico: Es una especie o grupo de especies cuya presencia, ausencia o abundancia puede reflejar la calidad ambiental de un ecosistema. Su sensibilidad a factores como la contaminación, el oxígeno disuelto, o la temperatura permite inferir el estado de salud del cuerpo de agua (Purihuamán-Leonardo & Sánchez-Bustamante, 2022).

Parámetro físico: Se refieren a las características observables y medibles del entorno acuático que no involucran cambios químicos. Estos incluyen propiedades como la temperatura, la turbidez, la coloración, la conductividad eléctrica, y el caudal, entre otros. Estos factores físicos afectan la calidad del agua, la disponibilidad de oxígeno, y el hábitat de los organismos acuáticos (Valbuena Quiñones & Martínez Urrea, 2019).

Parámetro químico: Se refieren a las propiedades químicas del agua que influyen en su calidad y en la salud del ecosistema acuático. Estos parámetros permiten evaluar la presencia de contaminantes, la capacidad del agua para sostener la vida, y los procesos de autodepuración (Matthias & Moreno, 2017).

Servicios ecosistémicos: Se define como los diferentes beneficios que la naturaleza le brinda a la sociedad, estos beneficios pueden ser tangibles, como los alimentos y el agua, o intangibles, como la belleza escénica y el bienestar psicológico. Los servicios ecosistémicos se pueden clasificar en cuatro categorías principales: Aprovechamiento, Regulación,

Soporte y Culturales. Y son muy esenciales para la vida humana y el bienestar de la sociedad. Sin ellos, la vida sería imposible o mucho más difícil y la pérdida de estos servicios tendrían un impacto negativo en la sociedad, ya que reduce los beneficios que la naturaleza proporciona a los seres humanos (Caro Caro & Torres Mora, 2015).

RESUMEN

El objetivo fue evaluar la calidad del agua mediante el índice BMWP-Colombia en una sección del arroyo El Gallinazo ubicado en el municipio de Aguachica, departamento del Cesar. En este estudio, se recolectaron 820 individuos de macroinvertebrados repartidos de la siguiente forma; 3 phylum, 6 clases, 18 órdenes y 41 familias las cuales fueron tomadas en dos estaciones climáticas diferente, el muestreo fue realizado en 3 estaciones y se tomaron tramos de 2 metros del arroyo el gallinazo, en esta se usaron redes Surber para sustrato pedregoso y redes tipo D para vegetación en las orillas, en cada estación se hicieron 10 barridos de un minuto. Además, se midieron parámetros físicos y químicos como conductividad, turbiedad, temperatura, oxígeno disuelto, pH, sólidos suspendidos totales, DQO, DBO, nitratos y fosfatos en cada una de las estaciones con tres réplicas, para mayor seguridad en los datos obtenidos. Los resultados obtenidos mediante el índice BMWP-Colombia en relación con los parámetros físicos y químicos demostraron que el estado en el que se encuentra el arroyo El Gallinazo es aceptable con un promedio en total de 96.2 cuyo rango está entre aguas ligeramente contaminadas a aguas limpias respectivamente. Estos resultados subrayan la necesidad de un monitoreo constante y detallado, que permita identificar y mitigar los impactos sobre el ecosistema, garantizando el cumplimiento de los estándares ambientales y la preservación de la biodiversidad local. Es importante conocer y promover el cuidado que se debe realizar los sistemas lóticos puesto que son posibles fuente de abastecimiento para las comunidades aledañas y para el ecosistema; cabe resaltar que con base a esta línea base las autoridades locales ambientales pueden identificar alternativas e implementar estrategias de aprovechamiento, manejo y protección de los recursos naturales favoreciendo la conservación del humedal y el bienestar de la sociedad.

Palabras clave: Biodiversidad, calidad del agua, ecosistema lótico, índices de calidad, macroinvertebrados.

1. INTRODUCCIÓN

El recurso hídrico constituye uno de los pilares fundamentales para la vida en la Tierra. Desde el desarrollo de ecosistemas complejos hasta los procesos básicos de los organismos más simples, el agua desempeña un papel crucial en la regulación de las funciones biológicas, químicas y físicas que permiten la supervivencia y el equilibrio en el planeta (Villacorta Vegas & Peña Mendoza, 2014). En particular, los ecosistemas acuáticos dependen del agua para mantener sus dinámicas ecológicas, ya que actúa como medio para la interacción entre los seres vivos y su entorno. Sin embargo, el uso intensivo de los recursos naturales por parte de los seres humanos, asociado con el crecimiento industrial, la expansión de la agricultura y la urbanización, ha generado alteraciones en la calidad y disponibilidad del recurso hídrico, comprometiendo su capacidad de autorregulación y afectando, de manera irreversible, la biodiversidad acuática (Chaverra-Perea, 2017).

A nivel mundial, Colombia es uno de los países más ricos en recursos hídricos. Se estima que cuenta con tres veces más oferta hídrica que el promedio de los países sudamericanos, y hasta seis veces más que el promedio mundial (Jaramillo Villa et al., 2016). Sin embargo, este recurso vital enfrenta amenazas derivadas de prácticas antrópicas como la deforestación, el uso excesivo del suelo para la ganadería, y la agricultura intensiva, lo que ha conducido a la erosión del suelo y a una disminución significativa en la capacidad de retención y regulación de las cuencas hidrográficas. Estas actividades también provocan una reducción en la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos, lo que a su vez disminuye su capacidad para adaptarse y recuperarse de los impactos ambientales negativos (Ramírez, 2018).

En este contexto, se hace necesario implementar herramientas y metodologías que permitan evaluar y monitorear el estado ecológico de los cuerpos de agua. Entre estas herramientas, los indicadores biológicos han cobrado especial relevancia en las últimas décadas, ya que proporcionan una evaluación precisa y eficiente del estado de salud de los ecosistemas acuáticos (Zaghloul et al., 2020). Los indicadores biológicos, también conocidos como bioindicadores, son organismos o comunidades de organismos cuya presencia, ausencia o abundancia pueden reflejar las condiciones ambientales de un ecosistema, proporcionando

información sobre la calidad del agua y los impactos de las actividades humanas en dicho ecosistema (Alvarez-Mieles et al., 2013).

Entre los diferentes grupos de bioindicadores, los macroinvertebrados acuáticos han demostrado ser particularmente eficaces para la evaluación de la calidad del agua en los ecosistemas fluviales. Los macroinvertebrados poseen una amplia diversidad de organismos invertebrados, como insectos, moluscos, crustáceos y anélidos, que habitan los cuerpos de agua dulce y desempeñan un papel esencial en las cadenas tróficas de estos ecosistemas (López Mendoza et al., 2022). Debido a su sensibilidad a las alteraciones en las condiciones físico-químicas del agua, los macroinvertebrados pueden ser utilizados como indicadores biológicos para detectar cambios en la calidad del agua, proporcionando información valiosa sobre el estado de conservación de un ecosistema acuático (Cabrera Dávila & Iborra, 2018).

El BMWP-Colombia se ha consolidado como una herramienta clave para la evaluación ecológica de ríos y arroyos en el país, debido a su capacidad para ofrecer una evaluación rápida y eficaz de la calidad del agua (Obando-Correal & Bustamante-Toro, 2014; Oñate Barraza & Cortez Henao, 2020). En particular, este índice permite identificar cuerpos de agua que están siendo afectados por actividades humanas, como la agricultura, la ganadería y la urbanización, al tiempo que ofrece información crucial para la implementación de estrategias de conservación y restauración de los ecosistemas acuáticos (Serra Greppi & Molineri, 2021). Además de los macroinvertebrados, el análisis de los parámetros físico-químicos del agua complementa la evaluación ecológica, proporcionando una visión integral del estado de un cuerpo de agua. Entre los parámetros más comunes utilizados en estos estudios se encuentran el oxígeno disuelto, la temperatura, el pH, la conductividad eléctrica, los sólidos suspendidos totales y la concentración de nutrientes, como los nitratos y fosfatos. Estos parámetros son esenciales para comprender las condiciones ambientales que afectan a los organismos acuáticos y permiten validar los resultados a partir del análisis de macroinvertebrados (Montoya Moreno & Escobar Gutiérrez, 2019).

El presente trabajo se enmarca en la necesidad de evaluar el estado ecológico de un arroyo en una zona neotropical de Colombia, donde las actividades humanas han generado alteraciones significativas en el ecosistema acuático. En particular, se busca determinar calidad del agua a través del análisis de macroinvertebrados utilizando el índice BMWP-

Colombia, complementado con el monitoreo de parámetros físico-químicos, con el fin de obtener una visión detallada del estado de conservación del arroyo y posibles implicaciones de las actividades antropogénicas en su dinámica ecológica.

Para la recolección de macroinvertebrados se usaron dos redes con diferente función una es para el muestreo de sustrato pedregoso la cual se empleó una red Surber mientras que para la vegetación a lo largo de las orillas presentes en las áreas de muestreo se utilizó una red tipo D. en este caso en cada estación se ejecutó en total diez (10) barridos por estación de un minuto de duración; las muestras obtenidas en los sustratos de cada estación se unificaron en una sola y se preservaron en frascos plásticos con alcohol etílico al 96%. La abundancia de los macroinvertebrados se reportó en número de individuos por esfuerzo de muestreo. Por otra parte, la recolección de los parámetros físico-químicos se ejecutaron de dos formas, una de forma *In Situ* los cuales fueron la conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), oxígeno disuelto (mg/L), potencial de hidrógeno (pH), turbiedad (UTN) y temperatura ($^{\circ}\text{C}$), mientras que la DBO, DQO, Nitratos, Fosfatos, y sólidos suspendidos totales se recolectaron en frascos de plástico y se llevaron a refrigeración para preservarlas y previamente ser enviadas a un laboratorio para su respectivo análisis.

El monitoreo y conservación de los ecosistemas acuáticos se ha vuelto una prioridad en Colombia, dada la creciente presión de las actividades humanas sobre estos recursos. La información generada por estudios como el presente contribuye a la toma de decisiones informadas sobre la gestión de los cuerpos de agua, permitiendo implementar medidas de mitigación y restauración que promuevan la recuperación de la biodiversidad acuática y la sostenibilidad de los ecosistemas hídricos. Finalmente, este tipo de estudios busca no solo conservar la biodiversidad, sino también garantizar la provisión de servicios ecosistémicos esenciales para las comunidades humanas que dependen de los recursos acuáticos.

2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Los ambientes acuáticos continentales son una parte importante de la cultura humana y de la historia natural en virtud de sus diferentes funcionalidades, en particular, ser un componente del sistema natural donde se origina la existencia de diversas especies y, posteriormente, ser un recurso social a través de su administración para el abastecimiento de bienes y servicios para la población, la cual, desde la antigüedad, ha empleado estos ecosistemas como una fuente de activos para el desarrollo económico de las comunidades (Gudiño Sosa, 2022). Sin embargo, así como el avance trae beneficios para los seres humanos, también tiene repercusiones en el ambiente, influyendo directa e indirectamente en los servicios ecosistémicos que ofrece, lo que restringe cada vez más su acceso (Fierro et al., 2017).

Son varias las causas que impactan estos ambientes acuáticos y que influyen en la calidad del agua y en las estructuras orgánicas que viven en estos cuerpos hidrográficos, como los procesos naturales, tales como: la meteorización, la precipitación, la desintegración del suelo, así como las actividades antropogénicas, tales como, la agricultura, las actividades urbanas e industriales, que son las que más los alteran (Tyagi et al., 2020). Debido a estas causas, el desmoronamiento de los ambientes acuáticos se ha convertido en un problema mundial predominantemente en las naciones, entre ellos, Colombia, donde los ejercicios, por ejemplo, la ganadería, los cultivos de gran alcance, la extracción minera y el desarrollo regional abordan su base financiera (Ministerio de comercio industria y turismo, 2023). Esta crisis del agua sigue extendiéndose a niveles superiores, lo que sigue causando lugares secos y semisecos, que presentan problemas para acceder a los recursos hídricos (Kumar et al., 2021).

Últimamente, la expansión regional y la contaminación del agua, así como el cambio medioambiental, han provocado una disminución extrema de la disponibilidad de agua dulce (Meraj et al., 2018). En la microcuenca arroyo El Gallinazo en Aguachica, municipio del Cesar, se han venido presentando desafíos ecológicos debido a los agravamientos ocasionados por los ejercicios humanos relacionados con el uso del suelo, principalmente, la agricultura y la ganadería, en la microcuenca. Estas alteraciones también se deben a descargas puntuales y difusas provocadas por actividades como, los vertidos domésticos, lixiviados de residuos, entre otro. Estas actividades están provocando una falta de biodiversidad y una reducción de la naturaleza ecológica de este bien. La utilización ineficiente de los recursos

hídricos de la cuenca ha causado una ruptura de lo concebible y, por lo tanto, una reducción de la corriente, la contaminación del agua y la falta de fauna y flora acuática y de los seres vivos terrestres que tienen una relación con el arroyo (Saldaña Escorcia et al., 2022). Cada uno de estos cambios tiene consecuencias negativas para la prosperidad de la población circundante.

En el municipio de Aguachica es muy común observar vertimientos ocasionados por actividades agropecuarias y domésticas realizadas por la población, lo que ha traído consecuencias desfavorables para el medio ambiente y los servicios ecosistémicos que éste proporciona (Orrego Meza et al., 2020); esto ha ocasionado que alrededor del 40% de la población no tenga acceso al agua potable (KOH et al., 2022). Esta situación no es diferente en el arroyo El Gallinazo, puesto que este sistema lotico recibe contaminantes derivados de dichas vertimientos y actividades desarrolladas en su periferia; lo que genera la pérdida y/o variación de las características física, químicas y microbiológicas reduciendo el servicio ecosistémico impactando la biodiversidad así como las poblaciones que puedan abastecerse del recurso para uso de riego o necesidades básicas, agudizándose cada vez más por los efectos del cambio climático y los fenómenos atmosféricos.

Pregunta de Investigación: ¿Cuál es la calidad del agua en una sección del arroyo El Gallinazo en el municipio de Aguachica, Cesar a partir del Índice BMWP-Colombia?

Hipótesis

Positiva: El Índice BMWP-Colombia proporciona información útil para determinar la calidad del agua en una sección del arroyo El Gallinazo.

Nula: El Índice BMWP-Colombia no proporciona información útil para determinar la calidad del agua en una sección del arroyo El Gallinazo.

3. JUSTIFICACIÓN

Los ecosistemas acuáticos, como los océanos, ríos, lagos y humedales, desempeñan un papel crucial en la conservación del medio ambiente y en el cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) por las siguientes razones tales como la biodiversidad, puesto que los ecosistemas acuáticos albergan una gran diversidad de especies, algunas de las cuales son únicas y no se encuentran en ningún otro lugar (Agudelo Valencia, 2020). La conservación de estos ecosistemas es fundamental para mantener la biodiversidad del planeta y garantizar la supervivencia de muchas especies, otra de estas razones sería la regulación del clima siendo los océanos y otros ecosistemas acuáticos desempeñando un papel importante en el ciclo del carbono y son sumideros de carbono, puesto que absorben grandes cantidades de dióxido de carbono (CO₂) de la atmósfera, ayudando a regular el clima global y mitigar el cambio climático, otras como el ciclo del agua, suministro de alimentos, recreación o turismo y resiliencia ante desastres naturales, son unas de las funciones que cumple estos ecosistemas acuáticos ya sean continentales, lenticos o loticos.

En las últimas décadas el estudio y análisis de macroinvertebrados ha sido de vital importancia, tanto para los seres humanos como para la ciencia, puesto que son utilizados como indicadores ecológicos y además de bajo costo, estos se pueden encontrar en sistemas loticos y lenticos siendo objeto de estudio por la especie humana, cabe resaltar que en algunos casos estos están en un ecosistema frágil y fácil de acceder (Jose et al., 2008). Una de las contribuciones que hará este proyecto es dar a conocer la diversidad de macroinvertebrados que tiene este sistema acuático lentico, puesto que será el eje principal del estudio a realizar, un aporte significativo de este mismo será el descubrimiento de especies y estado en el que se encuentra este cuerpo de agua ya que anteriormente era usado por las personas como balnearios y algunos otros usos personales, por otra parte están las actividades antrópicas que realizan en este ecosistema, como por ejemplo; la agricultura y la ganadería siendo estos los que más afectan el recurso hídrico.

Las investigaciones sobre macroinvertebrados son diversas y un tema de mucha relevancia entre los hábitat puesto que se basa en los beneficios que este brinda y como puede mejorar un ecosistema que ha sufrido de actividades antrópicas (Nuñez & Fragoso-Castilla, 2019), en este caso el turno es para el arroyo el gallinazo siendo este víctima de procesos que han

afectado la flora y fauna que albergaba este ecosistema, por tal motivo es necesario realizar un estudio que demuestre los daños y las afectaciones que sufren las especies presentes en este, como herramienta para clasificar los macroinvertebrados, se utilizara el índice BMWP/ COL puesto que este asigna un valor o puntuación a cada grupo de macroinvertebrados, dependiendo de su tolerancia a la contaminación y su presencia en aguas de buena calidad. Estas puntuaciones se suman para obtener un valor total, que indica la calidad del agua. Cuanto mayor sea el valor total, mejor será la calidad del agua (Arslan et al., 2016).

El uso del índice BMWP en Colombia permite evaluar la calidad del agua de manera rápida y eficiente. Además, al basarse en macroinvertebrados, que son organismos sensibles al cambio ambiental, proporciona una evaluación impactada de la salud de los ecosistemas acuáticos. Esto es especialmente importante en un país como Colombia, que cuenta con una gran diversidad de ecosistemas acuáticos y una variedad de usos del agua, incluyendo la agricultura, la generación de energía hidroeléctrica y la explotación minera (Castellanos Romero et al., 2017).

Es, por ende, que conocer la calidad del agua en todas sus perspectivas es fundamental para garantizar la conservación de los ecosistemas acuáticos, proteger la salud humana y animal, y promover un desarrollo sostenible. Los indicadores biológicos, como el índice BMWP, son herramientas importantes que facilitan la evaluación de la calidad del agua, proporcionando información valiosa para la toma de decisiones y la implementación de acciones de gestión del agua. También se tendrán encuenta los parámetros físico químicos y biológicos que presenta el recurso hídrico, teniendo un aporte significativo en las comunidades al saber en qué estado se encuentra este hábitat y que alternativas se utilizarían para mejorarlo. Es de vital importancia conocer y promover los beneficios socio-ambiental que brinda este ecosistema para que las futuras generaciones tengan un entorno limpio, saludable y amigable con el medio ambiente, por tal motivo es necesario determinar el estado en el que se encuentra el ecosistema en este caso el del arroyo el gallinazo para establecer normas ambientales o políticas que ayuden a mejorar el estado de este (Jeyimmy Milena et al., 2017), por otra parte, se tendrá información de otros proyectos para llevar a cabo una mejor investigación y que la información a ofrecer sea factible y beneficiosa para todas las partes implicadas.

4. OBJETIVOS

4.1 Objetivo general.

- Evaluar la calidad del agua por medio del índice BMWP/COL en una sección del arroyo El Gallinazo en el municipio de Aguachica, Cesar – Colombia.

4.2 Objetivos específicos.

- Caracterizar física y químicamente el agua en la sección del arroyo el Gallinazo.
- Determinar la estructura y abundancia de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos presentes en la sección del arroyo.
- Analizar el estado ecológico de la sección del arroyo a través del Índice BMWP adaptado para Colombia.

5. MARCO TEÓRICO

5.1 Ecosistemas Acuáticos Continentales

Los ecosistemas acuáticos epicontinentales son las aguas superficiales que se transportan en tierra firme, estos son componentes de increíble valor regular, social y cultural. Asimismo, son sumideros normales de diversos ciclos, incluida la interrelación agua-tierra-clima (Sánchez et al., 2007). Dentro de los entornos de aguas dulces existen, por regla general, los entornos lóticos los cuales son sistemas de aguas corrientes, por ejemplo, los ríos, los riachuelos o los arroyos, etc. La naturaleza de estos ecosistemas cambia bastante desde donde inicia ya que en este punto suele ser poco profundas, nítidas, frías, de curso rápido y bastante oxigenadas, hasta donde termina debido a que en este punto las corrientes son más amplias y profundas, turbias, no son tan frías, corren lento y son menos oxigenadas además de que va a presentar mayor convivencia de especies. Y los entornos lénticos los cuales son aguas quietas o de poco caudal y poco profundas algunos ejemplos de estas son, los pantanos, los caños, los lagos, lagunas y humedales, estos sistemas se caracterizan por tener una zonificación, y por qué contienen mayor materia orgánica en suspensión en el agua (Pascual et al., 2022).

5.2 Macroinvertebrados Acuáticos

Son aquellas formas de vida que habitan en los cuerpos de agua como los lagos y ríos, fijados a la flora presente, troncos y/o rocas inmersas. Estas poblaciones se componen principalmente de insectos, platelmintos, crustáceos y moluscos. Se denominan macroinvertebrados debido a su tamaño el cual oscila entre 0,5 mm y unos 5,0 mm, lo que significa que puede ser fácilmente visible para el ojo humano. Una parte de estos ejemplares puede pasar temporadas en el agua por un breve espacio de tiempo, otros de forma retardada y algunos sólo se desplazan por el agua (Cao et al., 2016). Es evidente que la estructura de estas redes de macroinvertebrados muestra la naturaleza y calidad de los distintos ecosistemas acuáticos existentes (Gaufin & Tarzwell, 1952).

5.3 Macroinvertebrados como Indicadores

Los macroinvertebrados acuáticos son una de las poblaciones naturales más utilizadas como indicadores del estado del agua debido a algunas cualidades curiosas. Algunas de ellas son: Extraordinaria variedad de especies con distinta resistencia a los niveles de contaminación, baja versatilidad. Por lo general, los macroinvertebrados, en sus estructuras acuáticas, residen siempre en el mismo lugar. No pueden escapar de una ocasión de contaminación como hacen los peces, Su recolección y prueba de reconocimiento es generalmente sencilla, Su esperanza de vida es de aproximadamente un año, por lo que nos proporcionan más datos sobre lo que ha ocurrido en el cauce en comparación a los exámenes fisicoquímicos, etc. (Prat et al., 2006).

Lo que es más significativo es que los distintos grupos taxonómicos de macroinvertebrados tienen grados totalmente diferentes de resistencia a diversos tipos de influencias perturbadoras del ecosistema, por lo que podemos relacionar la presencia de diversas agrupaciones de macroinvertebrados con la presencia o ausencia de una influencia perturbadora específica. De este modo, mientras que los Plecópteros son extremadamente delicados ante la contaminación del agua, la mayoría de los Dípteros son bastante más resistentes. Por consiguiente, la abundante presencia de diferentes grupos de Plecópteros en un tramo de un curso de agua demuestra la escasez de contaminación en este.

5.4 Ventajas de los Organismos como Bioindicadores

Los microorganismos, al vivir en el agua durante unos días, semanas o meses, adaptan las progresiones que se originan en cada uno de los diferentes parámetros fisicoquímicos, en tanto que una estimación exacta de un parámetro fisicoquímico como ejemplo el pH, el cual no nos aclara nada sobre lo que ocurrió hace dos días y que pudo ser el inicio de alguna perturbación.

Si bien la ciencia nos proporciona una vista previa del curso del agua, los macroinvertebrados se asemejan a un vídeo que, cuando lo retrocedemos, nos permite saber lo que ocurrió algún tiempo antes. Además, la aplicación de indicadores naturales en lugar de la típica investigación físico-química de los sistemas acuáticos, la primera goza de muchas ventajas, entre las que destacan las siguientes.

La unión tanto espacial y temporal, lo cual cumple con el objetivo de que los datos que aportan no se limiten a la sección o al instante preciso en el que se considere el estudio, y la capacidad de responder a varios tipos de agravaciones del ecosistema, no exclusivamente a la naturaleza química del agua si no por lo que están equipados para identificar los cambios que se produce en la corriente tanto de mejorías como de agravaciones, como variaciones del ambiente acuático, invasiones biológicas, etc. Las agravaciones provocadas por las actividades humanas en la calidad de un curso de agua el cual puede generar cambios en toda la comunidad de organismos, logrando así la reducción de las especies quedando solo las que son capaces de tolerar (Prat et al., 2009, como se citó en (Prat et al., 2006)).

5.5 Importancia Ecológica de los Macroinvertebrados Acuáticos

Los macroinvertebrados son especialmente importantes en los entornos acuáticos, ya que constituyen la parte principal de la biomasa de criaturas en numerosos tramos de agua y asumen un papel primordial en el intercambio de energía desde los elementos basales hacia los consumidores superiores de las estructuras alimentarias. O sea, desde los diferentes grupos, estos macroinvertebrados consumirán la materia orgánica la cual es producida en los diferentes causas por especies fotosintéticas, del tipo vegetal o briofitas, y la materia orgánica que proviene del medio terrestre, principalmente de los bosques ribereños, y la trasladarán a las grandes especies de vertebrados del entorno, simbolizando la fuente primaria de alimentación para éstos, por lo que la modificación de las poblaciones de estos macroinvertebrados influirán directamente en seres como los peces, las aves acuáticas o los animales semianfibios de sangre caliente (Ladrera et al., 2013).

5.6 Índice BMWP

El grupo de trabajo de monitoreo biológico (BMWP) está considerado como una técnica sencilla y rápida para medir la calidad del agua, empleando macroinvertebrados que actúan como indicadores biológicos, examinando hasta el nivel de familia, con información cuantitativa de presencia e inasistencia. La puntuación va de 1 a 10, según indique la resistencia de las distintas poblaciones a los contaminantes naturales, de forma que 1 es la más tolerante y el 10 la más delicada (Roldán-Pérez, 2016).

La puntuación se atribuye una vez por familia, sin importar la abundancia de ejemplares o géneros hallados. De esta manera, se sumarán las puntuaciones por familia halladas en los diferentes puntos de estudio para determinar el índice y evaluar la calidad del agua (Molano & García, 2018). Los Puntajes para las familias de macroinvertebrados acuáticos para el índice BMWP ajustado a Colombia se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Puntaje índice BMWP-col para las familias de macroinvertebrados acuáticos.

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

Fuente: Roldán Pérez (2016).

La **tabla 2** presenta las categorías de calidad del agua según el índice BMWP/Col. Este índice resulta de sumar las puntuaciones de las familias identificadas, y según el puntaje total, el agua se clasifica en diferentes categorías (Singh et al., 2018).

Tabla 2. *Calidad biológica del agua – Índice BMWP/Col.*

Clase	Calidad	BMWP/Col	Significado	Color
I	Buena	>120	Aguas muy limpias	Azul
		101 - 120	Aguas limpias	
II	Aceptable	61-100	Aguas ligeramente contaminadas	Verde
III	Dudosa	36-60	Aguas moderadamente contaminadas	Amarillo
IV	Critica	16-35	Aguas muy contaminadas	Naranja
V	Muy critica	<15	Aguas fuertemente contaminadas	Rojo

Fuente: Instituto de Investigación en Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (2008)

5.7 Parámetros físicos y químicos del agua

5.7.1 Color

Es un parámetro físico que se utiliza para evaluar su calidad. El agua pura es incolora, pero puede adquirir color cuando hay presencia de partículas suspendidas, materia orgánica o sustancias químicas. Se mide en Unidades de Platino-Cobalto (UPC) siendo una medida de la cantidad de luz que absorbe el agua. Un valor UPC bajo indica que el agua es clara y transparente, mientras que un valor UPC alto indica que el agua es turbia. Los valores máximos permitidos para el color del agua varían según el uso del agua. Por ejemplo, el agua para consumo humano debe tener un color UPC inferior a 15 UPC. Este se puede medir de forma visual o mediante un espectrofotómetro. La medición visual es método más fácil de medir el color del agua, pero es subjetiva y puede variar de un observador a otro. La medición mediante espectrofotómetro es más precisa y objetiva (Osorio Trujillo & Martínez Cajigas, 2018).

5.72 Conductividad

Es un parámetro importante que se utiliza para medir el límite de una sustancia para canalizar el flujo eléctrico. En el caso del agua, la conductividad se mide en Siemens por metro (S/m) y es una proporción de las cargas iónicas que fluyen en el interior del agua, esta estimación proporciona datos generales sobre la centralización de sales y iones que se hallan en el agua. Los más frecuentes encontrados en aguas normales son los iones de: calcio, sodio, magnesio, sulfato, bicarbonato y cloruro. Sus focos cambian enormemente, desde fijaciones bajas en cursos de agua de alta montaña hasta focos más altos. El aumento en la conductividad y, por consiguiente, el aumento de la salinidad del agua, afecta realmente al ecosistema fluvial, llegando a provocar una fuerte disminución de biodiversidad. Esta se puede medir con un Conductímetro (Solís Castro et al., 2018).

5.73 La Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

Es un parámetro indicador de contaminación orgánica en el agua este puede medir la cantidad de oxígeno consumido durante la descomposición de la materia orgánica por los microorganismos contenidos en una muestra, en especial: las bacterias (aeróbicas o anaeróbicas), hongos y plancton, se expresa en mgO₂/l. Las aguas contaminadas suelen tener una DBO alta. Se puede calcular midiendo que cantidad de oxígeno disuelto quedo restando en la muestra después de la incubación. Los valores de DBO recomendados para el agua potable varían según la legislación de cada país. En general, se considera que el agua potable debe tener una DBO inferior a 20 mgO₂/l. Un nivel de DBO alto puede indicar contaminación, puede ser perjudicial para el medio ambiente y la salud humana (H. Muñoz et al., 2011).

5.74 La Demanda Química de Oxígeno en el agua (DQO)

Es un parámetro que sirve para medir que cantidad de oxígeno disuelto necesario para oxidar la materia orgánica biodegradable que se encuentra presente. Su unidad es mg/L de O₂. Para evaluar la calidad del agua es muy importante debido a que: Es un indicador de la contaminación orgánica debido a que una DQO alta indica que el agua está contaminada con materia orgánica, que puede ser perjudicial para el medio ambiente y la salud humana, también es utilizado para diseñar sistemas de tratamiento para aguas residuales y establecer

que cantidad de tratamiento se requiere para eliminar la materia orgánica del agua. Este se puede medir mediante un método de laboratorio o un método *in situ* (Carbonell et al., 2012).

5.75 Oxígeno Disuelto (OD)

Es un indicador fundamental para medir la calidad del agua, ya que calcula la cantidad de oxígeno que se encuentra ahí disuelto. Es esencial para la existencia de peces, vegetación y otros organismos orgánicos, por lo que se le considera desde siempre un indicador de la capacidad para la vida de los cuerpos hídricos. Se mide mediante un Oxímetro en unidades de partes por millón (ppm) y los valores típicos para el agua dulce son de 5 a 10 ppm, mientras que los valores de OD para el agua de mar son de 6 a 8 ppm, estos valores se ven afectados por distintos factores, como: la temperatura, la salinidad, la contaminación y las plantas y algas debido a que pueden disminuir el OD y un bajo nivel puede ser dañino para la salud del medio ambiente (Rodríguez, 2011) .

5.76 Potencial de Hidrógeno (pH)

Es un parámetro importante que se utiliza con el fin de calcular que tan ácido o alcalina se encuentra una solución acuosa, se debe controlar para garantizar la calidad del agua. El pH del agua afecta diversos factores, entre ellos encontramos: la solubilidad de las sustancias químicas, la actividad de los organismos acuáticos y la corrosión de los materiales. El pH se puede clasificar en valores de la siguiente manera: pH ácido con valores inferiores a 7, pH neutro con valor de 7 y un pH Básico con valores superior a 7 este se puede medir con un pH-metro y se puede ajustar mediante la adición de ácidos o bases (Osorio Lugo & Vargas Díaz, 2005).

5.77 Temperatura

Es una proporción del nivel de calor en el cuerpo hídrico. Este parámetro debe ser controlado ya que puede impactar considerablemente en la calidad hídrica y en su variedad de usos, ya que condiciona diferentes propiedades y ciclos que ocurren en los cuerpos de agua, por ejemplo: El pH del agua, la viscosidad, la solubilidad de las sales y gases, la multiplicación de microorganismos específicos, variaciones en el metabolismo de los organismos provocado

por procesos fisiológicos, etc. La temperatura puede medirse con un termómetro y se puede ajustar mediante el uso de calentadores o enfriadores (Castilla, 2015).

5.78 Turbiedad

Es un parámetro muy importante del agua, Mide la cantidad de partículas en suspensión, que pueden ser de origen natural, como: algas, sedimentos o materia orgánica, o de origen antrópico, como efluentes industriales o aguas residuales y puede significar un impacto negativo en los ecosistemas acuáticos. La turbidez se mide en Unidades Nefelométricas de Turbidez (UNT), que son una medida de la cantidad de luz disipada por partículas en suspensión. Cuanto mayor sea la turbidez, mayor será la dispersión de la luz y más turbia parecerá el agua. Se puede reducir la cantidad de luz que obtienen las plantas acuáticas, lo que puede afectar su crecimiento y reproducción. También puede dificultar la respiración de los organismos acuáticos, lo que puede provocar su muerte (Contreras, 2009).

5.79 Sólidos Suspendidos Totales

Son partículas sólidas que permanecen en suspensión en un líquido, como el agua, y no se disuelven; estas partículas pueden ser de origen orgánico o inorgánico e incluyen sedimentos, residuos industriales, y materia orgánica en descomposición (Bolívar-Cuartas et al., 2021). Además, la medición de SST se utiliza comúnmente para evaluar la calidad del agua, ya que una alta concentración de sólidos suspendidos puede indicar contaminación y afectar negativamente a los ecosistemas acuáticos y a la salud humana. Finalmente, la unidad de medida típica para SST es miligramos por litro (mg/L) (Escobal Pérez et al., 2020).

5.710 Índice de dominancia de Simpson

Conocido como índice de diversidad de las especies el cual es uno de los parámetros que nos permiten medir la riqueza de organismos y también se utiliza para cuantificar la biodiversidad de un hábitat determinada (Bouza & Covarrubias, 2005).

La ecuación (1) muestra el índice de Simpson es:

$$D = \frac{\sum_{i=1}^S n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)} \quad (1)$$

Donde:

S = es el número de especies

N = es el total de organismos presentes (o unidades cuadradas)

n = es el número de ejemplares por especie

5.711 Índice de riqueza de Margalef

El índice de diversidad específica de Margalef, es una medida usada para valorar la diversidad de una comunidad con base a la distribución numérica de los individuos de las diferentes especies en función del número de individuos existentes en la muestra analizada. Transforma el número de especies por muestra a una proporción a la cual las especies son añadidas por expansión de la muestra. Supone que hay una relación funcional entre el número de especies y el número total de individuos. Tiene en cuenta únicamente la riqueza de especies, pero de una forma que no aumente al aumentar el tamaño de la muestra (Magurran, 1988; Peet, 1975).

La ecuación (2) muestra el índice de Margalef es:

$$I = \frac{(s - 1)}{\ln N} \quad (2)$$

Donde:

I = es la diversidad específica

s = es el número de especies presentes

N = es el número total de individuos encontrados (pertenecientes a todas las especies), la notación Ln denota el logaritmo neperiano de un número.

Para este índice el mínimo valor que puede tomar es cero, y sucede solo cuando existe una especie en la muestra ($s = 1$, por lo que $s - 1 = 0$). Cuando se encuentra, por debajo de 2 se considera una región de baja biodiversidad, y cuando se encuentra por encima de 5, se considera una región de alta biodiversidad (Lande, 1996).

5.712 Índice de diversidad de Shannon-Weaver

El índice contempla la cantidad de especies presentes en el área de estudio (riqueza de especies), y la cantidad relativa de individuos de cada una de esas especies (abundancia), este índice se usa para medir la biodiversidad específica, Expresando la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra; además mide el grado

promedio de la incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar en una colección (Eduardo Somarriba, 1999).

La ecuación (3) muestra el índice de Shannon-Weaver es:

$$H' = \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad (3)$$

Donde:

S = número de especies (la riqueza de especies)

p_i = proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos (es decir la abundancia relativa de la especie i): $\frac{n_i}{N}$

n_i = número de individuos de la especie i

N = número de todos los individuos de todas las especies

Este índice se representa normalmente como H' y se expresa con un número positivo, que en la mayoría de los ecosistemas naturales varía entre 0,5 y 5, aunque su valor normal está entre 2 y 3; valores inferiores a 2 se consideran bajos en diversidad y superiores a 3 son altos en diversidad de especies. Este no tiene límite superior o en todo caso lo da la base del logaritmo que se utilice.

5.713 Índice de uniformidad de Pielou

Este índice mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 1, de forma que 1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes y el 0 señala la ausencia de uniformidad (Magurran, 1988).

La ecuación (4) muestra el índice de Pielou es:

$$j' = \frac{H'}{H'_{max}} \quad (4)$$

Donde:

$H'_{max} = \ln(S)$

S = es el número total de especies presentes

H' es el índice de Shannon-Wiener

6. MARCO LEGAL

Para prevenir y conservar la calidad del agua el ministerio de salud deberá contemplar, los artículos 134 y 145 del **Decreto 2811 de 1974** en lo referente al aseguramiento del agua para uso humano (Presidencia de la Republica, 2010a). Además de las normas establecidas en la **Ley 9 de 1979**, también dicta las Medidas Sanitarias, esta es la legislación principal que regula en Colombia la calidad del agua. Esta ley establece los parámetros y límites máximos permisibles para los diferentes usos del agua, así como las normas para la supervisión y el control de la calidad. En particular esta ley establece los siguientes artículos concernientes a la calidad del agua: El Artículo 2 describe el agua como esencial e insustituible, estableciendo normas de calidad para aguas públicas y privadas. El Artículo 3 fija usos del agua, como humano, agrícola y recreativo. El Artículo 4 y 8 regulan la contaminación y vertido de residuos. El Artículo 9 prohíbe usar agua para residuos sólidos, y el Artículo 12 considera los macroinvertebrados indicadores de calidad (Congreso de la Republica, 2019).

Ley 9 de 1979 ha sido regulada por el **Decreto 1594 de 1984**, el cual establece los parámetros y límites máximos permisibles para los diferentes usos del agua en Colombia. Estos parámetros se basan en los criterios de potabilidad, calidad para uso doméstico, calidad para uso agrícola, calidad para uso industrial y calidad para uso recreativo, Esta resolución también establece los requisitos para la evaluación de la calidad de las aguas superficiales y subterráneas para el consumo humano. En el Artículo 12, la resolución establece que los macroinvertebrados acuáticos se deben evaluar mediante un muestreo de agua (Presidencia de la República de Colombia, 1984).

En su tiempo se reguló también la prevención y el control de la contaminación, sin embargo, a través de una sentencia del Consejo de Estado el 14 de agosto en el año 1992, algunos de sus artículos fueron pronunciados inválidos y nulos debido a los conflictos de capacidades dadas en ellos, la cual más adelante es expedida en la **Ley 99 de 1993** por el cual es creada el Sistema Nacional Ambiental (SINA) y especifica las competencias de las autoridades ambientales en materia de agua. El Sistema Nacional Ambiental está encabezado por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, que establece normas sobre la calidad del agua. Estas normas, detalladas en las Resoluciones del Ministerio, son obligatorias para todos. Las Corporaciones Autónomas Regionales (CAR) son las autoridades ambientales

regionales encargadas de velar por la calidad del agua, realizando monitoreos y adoptando medidas necesarias. A nivel local, los municipios son responsables de la calidad del agua en sus distritos, también efectuando monitoreos y acciones pertinentes para salvaguardar los cuerpos de agua (Congreso de la República de Colombia, 1993).

Decreto 1575 de 2007: Este decreto es una norma fundamental en Colombia la cual protege la calidad del agua de uso humano. Esta norma ha contribuido a mejorar la calidad de agua que consumimos en el país, pero aún existen desafíos importantes, como la contaminación a causa de: aguas residuales industriales y domésticas, herbicidas y pesticidas, y metales pesados. En particular, este decreto establece las siguientes obligaciones para los usuarios del agua para consumo humano: Consumir agua potable: Los usuarios deben consumir agua potable, que es la que cumple con los parámetros y límites máximos permitidos, establecidos en el decreto; Reportar problemas de calidad del agua: Los usuarios deben reportar a las autoridades ambientales o al prestador de servicios de acueducto y alcantarillado cualquier problema de calidad del agua que detecten. Y mantener en buen estado las instalaciones internas de agua potable para evitar la contaminación del agua (Presidencia de la Republica, 2007).

Resolución 2115 de 2007: establece los atributos, los instrumentos fundamentales y las frecuencias del marco de control y para la observación de calidad del agua de uso humano, es una normativa complementaria al Decreto 1575 de 2007. Particularmente establece los siguientes límites permitidos para la calidad en el agua que se emplea para el uso humano como: Los Parámetros fisicoquímicos: pH, temperatura, conductividad eléctrica, turbiedad, color, olor, sabor, sólidos disueltos totales, sólidos sedimentables, sólidos suspendidos totales, dureza, alcalinidad, cloruros, nitratos, nitritos, sulfatos, fluoruros y arsénico. Además, establece los tratamientos de potabilización que deben aplicarse al agua de uso humano y así garantizar que se cumple con los límites de calidad admisibles y define los indicadores de macroinvertebrados en relación a la calidad de agua de uso humano: el primer indicador es el número de familias de macroinvertebrados, el segundo es el número de géneros de macroinvertebrados, el tercero es el número de especies de macroinvertebrados, el cuarto es el índice de diversidad de macroinvertebrados y el quinto el cual es el índice de EPT (Ephemeroptera, Plecóptera y Trichoptera). Estos indicadores se utilizan para valorar el

estado de la calidad en el agua, también para tomar decisiones sobre las medidas necesarias para su protección (Social & Ministerio De Ambiente, 2007).

Posteriormente la **Ley 1774 de 2016** mediante la modificación de la Ley 84 de 1989, el Código Civil, el Código Penal, el Código de Procedimiento Penal, se dictaron otras medidas. Esta ley establece el SINAP (Sistema Nacional de Áreas Protegidas) y protege los ecosistemas acuáticos de parques nacionales naturales, además de que los macroinvertebrados son parte del patrimonio natural de Colombia y que su conservación es un deber del Estado. Es una ley muy significativa para proteger a los animales y su enfoque en la conservación es relevante para la calidad del agua y la salud de los ecosistemas acuáticos en Colombia (Congreso de la Republica, 2016).

Decreto 3930 de 2010, establece los lineamientos para la evaluación de la calidad del agua en Colombia. El proyecto cumple con todos estos lineamientos, por lo que el decreto es también directamente aplicable al proyecto (Presidencia de la Republica, 2010b).

Resolución 0631 de 2015, del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible establece los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público. Es una importante herramienta para la protección de los recursos hídricos de Colombia. La resolución establece los parámetros y los valores límites máximos permisibles para los vertimientos puntuales, y los requisitos para el tratamiento, el seguimiento y la gestión de los vertimientos (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015).

Resolución 958 de 2018, el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible establece los lineamientos para la evaluación de la calidad del agua en Colombia. En particular, la resolución establece el Índice BMWP-Colombia como uno de los métodos oficiales para evaluar la calidad del agua superficial en el país. Con el fin de que el proyecto cumplirá con todos estos requisitos. El muestreo se realizará en puntos representativos del sitio a intervenir en nuestro caso el arroyo El Gallinazo, las muestras serán analizadas por un laboratorio acreditado y los resultados del análisis serán interpretados de acuerdo con los criterios establecidos en la resolución (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2021).

7. ESTADO DEL ARTE

A nivel internacional se reconocen múltiples investigaciones que intervienen en el tema sobre la calidad del agua, agregando aportes muy específicos y relevantes sobre la importancia de los macroinvertebrados en los sistemas lenticos y loticos. En China, Cao *et al.* (2016) realizaron un estudio donde evaluaron la influencia del turismo sobre los grupos de macroinvertebrados de nueve lagos de la Reserva Natural de Jiuzhaigou. En este estudio se ejecutaron muestreos por medio de la red tipo D-net y con trampas de luz en 20 inmersiones con rangos de 2 horas dentro de cada lago seleccionado. En el proceso de identificación y conteo sólo se tuvieron en cuenta los especímenes bentónicos y adultos de Ephemeroptera, Plecóptera y Trichoptera (EPT). Como resultado obtuvieron 70 taxones donde dominaron los dípteros y caddisflies; en la correlación con las variables ambientales se demostró que la temperatura del agua y el índice de turismo se encontraban muy ligados con los cambios en la organización y la textura de los grupos. Además, la riqueza de los taxones como los ETP fueron calculadas por muestras compuestas (bentónicas + trampa de luz) ajustándose al modelo lineal generalizado de Poisson (R^2 ajustado = 0,83 y 0,85, respectivamente); la cual disminuyen con el aumento de la elevación, el índice de turismo y el nitrógeno total. Estos resultados muestran la importancia de combinar métodos de muestreo dentro de los estudios realizados en lagos con el fin de desarrollar guías de monitoreo mediante por medio de bioindicadores que estimen la calidad del sistema lacustre.

En Canadá, en la cuenca baja de Batchawana, Daoust *et al.* (2019) realizaron una investigación sobre la historia del bosque y determinaron toda la información pertinente. Para el estudio que iban a realizar utilizaron como predictores el IMC en comunidades que se derivaron a través de una combinación de muestreo de campo, Análisis GIS y modelización hidrológica para la caracterización de cuencas y arroyos, también utilizaron una matriz con el método de Pearson analizando 80 muestras de variables ambientales determinadas y las dos variables de macroinvertebrados utilizadas (NMDS1 y NMDS2) como determinación inicial de la influencia relativa del medio ambiente, teniendo como resultado todas las variables independientes correlacionaron significativamente con las puntuaciones NMDS1 y/o NMDS2 ($p < 0,1$; $r > 0,38$) se conservaron para análisis posteriores.

En Brasil, Novack *et al.* (2021) realizaron un estudio sobre la comunidad de organismos bentónicos de macroinvertebrados encontrados en las raíces de macrófitas y se analizó la calidad que presentaba el agua justo en el área de captación en la presa de Santa Bárbara, donde analizaron en el 2018 cuatro muestras de cada dos condiciones del entorno, además se realizaron investigaciones físicas y químicas para correlacionarlos con los análisis biológicos, se realizó un examen de fluctuación (ANOVA) y una investigación de la parte principal. Asimismo, se examinaron los macroinvertebrados bentónicos en cuanto a recurrencia, riqueza y abundancia, y el registro de variedades de Shannon-Wiener. Los macroinvertebrados bentónicos tomados de las raíces de los macrófitas acuáticos flotantes se clasificaron e identificaron al nivel taxonómico más bajo posible dando como resultado el registro de 13.154 ejemplares de macroinvertebrados bentónicos relacionados con 100 g de carga seca de macrófitas acuáticos flotantes, separados en 35 taxones y distribuidos en nueve órdenes y 27 familias.

En Argentina, Serra Greppi & Molineri (2021) realizaron un estudio para caracterizar la colección de macroinvertebrados en 10 destinos dentro de 8 cursos de agua en la montaña de Tucumán, para así evaluar el impacto que genera la presencia del pez (*Oncorhynchus mykiss Walbaum*) mejor conocido como “Trucha arco iris”, se utilizaron redes de deriva las cuales contaban con un cuadrado de 30 cm por 30 cm y un hueco de malla de 300 μ . En cada lugar donde se realizó muestreo, se colectaron dos muestras consecutivas, dejando las redes una hora en cada oportunidad en donde se reconocieron 31 familias de invertebrados acuáticos, predominando los macroinvertebrados inmaduros y de forma menos significativa hidrácara, oligoquetos y los nematodos. Donde se pudo llegar a la conclusión de que en las pruebas realizadas en ríos sin truchas o con un bajo espesor de truchas no se presentaron cambios masivos en la población de los macroinvertebrados. Por otra parte, en los cursos de agua que presentaban una alta densidad de truchas, se produjo una innegable reducción de ciertos insectos como: Baetidae, Gripopterygidae y Leptoceridae. De lo contrario, en estos ríos se reflejó el crecimiento en la población de Nematodo, Díptera, Hidracarina y Oligochaeta.

En nuestro país, durante la década de los setenta, se iniciaron las principales investigaciones de macroinvertebrados. Estas caracterizaciones iniciales se efectuaron teniendo en cuenta las claves a las cuales se tenían acceso durante ese período, generalmente creadas por expertos en la materia norteamericanos y europeos. Cuando se revisó el informe principal con expertos

en la materia, se vio que la mayor parte del material estaba erróneamente distinguido, ya que las claves que se diseñaron eran explícitamente para áreas con clima meso termal. En consecuencia, a esto, era importante ampliar las claves teniendo en cuenta las muestras recogidas en Colombia (Pérez & Roldán P., 2017; Roldán P. et al., 2018).

A comienzos de los años ochenta y con la ayuda de entomólogos americanos, dieron inicio a la creación de claves ordenadas para todas las agrupaciones de macroinvertebrados que se encuentran en Colombia. Los alumnos de la Universidad de Antioquia inscritos al Programa de Ciencias participaron en esta actividad y aportaron importantes datos a la información sobre los diversos órdenes locales de macroinvertebrados acuáticos a través de sus trabajos de grado. Desde entonces se ha presentado un incremento en las investigaciones basadas en macroinvertebrados acuáticos, en 1992 se llevó a cabo un proyecto en Chengue, Colombia, (Reyes & Campos, 2016). Donde examinaron las poblaciones de macroinvertebrados en las bases de *Rhizophora mutilate*, utilizando las estacas del mangle como sustrato y contrastando la organización de macroinvertebrados y la fauna relacionada con las raíces del mangle, donde se evaluaron 2002 individuos, una gran parte de ellos de especies crustáceo siendo un total de 1757. Quedando divididos totalmente en 80 especies que están compuestos por 2 cordados, 3 esponjas, 11 anélidos, 10 cnidarios, 4 briozoos, 15 moluscos y 35 crustáceos.

En el año 2000, Zamora ajustó el índice BMWP para valorar la calidad del agua epicontinental en nuestro país (Roldán-Pérez, 2016). Dos años después de que Zamora realiza los ajustes, Wolfgang y su grupo de trabajo en la Sabana de Bogotá en donde por medio de 4 muestreos que se realizaron en 20 estaciones básicas y otras 8 adicionales pudieron definir valores numéricos de indicación para los 57 taxones que se encontraban conformados entre familias y grupos de orden superior de macrobentos en esa área (Riss et al., 2002). En 2003 se utiliza el BMWP-Colombia para medir la calidad del agua usando macroinvertebrados (Roldán, 2003, como se citó en (Roldán-Pérez, 2016)). En vista de los datos actualmente disponible en Colombia, de las diversas comunidades de macroinvertebrados hasta el nivel de familia, se propuso emplear el método BMWP-Colombia como estimación principal para valorar los ecosistemas acuáticos de montaña, para ser posible esta identificación de organismos, se utilizaron algunas claves como las que plantearon Elliott & McCafferty (1982) en “*Entomología acuática: guía ilustrada de insectos y sus parientes para pescadores*

y ecologistas” y Roldán (1996) en su libro “*Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*”.

En vista del gran crecimiento de investigaciones con macroinvertebrados acuáticos en cada zona, tanto en América Latina como en Colombia, han elaborado sus propias escalas de puntuación en función de sus hallazgos (Sánchez Herrera, 2005). Ejemplos recientes, se ubican en el río Medellín, Matthias & Moreno (2017) determinaron variables físicas y químicas y biológicas, para la cual emplearon (58) especies de (36) familias de (13) grupos de macroinvertebrados para poder estimar la calidad del agua. Posteriormente. Debido a estos trabajos, en 1988 es difundida la "*Guía para la Investigación de Macroinvertebrados Oceánicos de la División de Antioquia*", obra que sirvió como una forma de perspectiva para el inicio de la información sobre las poblaciones de estas especies en varias áreas de Colombia y América Latina (Roldán-Pérez, 2016).

Asimismo, en el cauce del Magdalena donde Murillo Montoya *et al.* (2018), efectuaron 4 muestreos en 2018 para medir parámetros como oxígeno disuelto, conductividad, PH, entre otros, a partir de los cuales se evaluó qué especies estaban más relacionadas con *Eichhornia crassipes* y se determinó qué tipos de macroinvertebrados se encontraban en las raíces, cabe señalar que se utilizaron métodos explícitos para su identificación en la Ciénega de Palagua. En las zonas de mayor influencia en la mina El Cerrejón, Espinosa Romero *et al.* (2020) realizaron una investigación con el fin de calcular el estado ambiental del río Ranchería basándose en macroinvertebrados ende la zona, para esto se realizaron muestreos en diferentes habitats de macroinvertebrados acuáticos recolectando 166 especímenes constituidos principalmente de 3 filos, 5 clases, 11 órdenes y 30 familias. Lo cual demostró un detrimento paulatino del río Ranchería, en su trayecto, comenzando en la zona más elevada hasta la zona más baja de este.

8. METODOLOGÍA

8.1 Área de Estudio.

La zona de estudio se encuentra en la microcuenca el arroyo El Gallinazo, es una sección del arroyo previamente seleccionado, cuenta con una longitud de 0.546 km (546.63 m), se encuentra ubicado dentro del área de influencia de un humedal pantanoso en la periferia a 260 metros del centro del municipio de Aguachica Cesar localizado a $8^{\circ}18'58.124''$ Norte con $73^{\circ}36'24.825''$ Oeste (Figura 1).

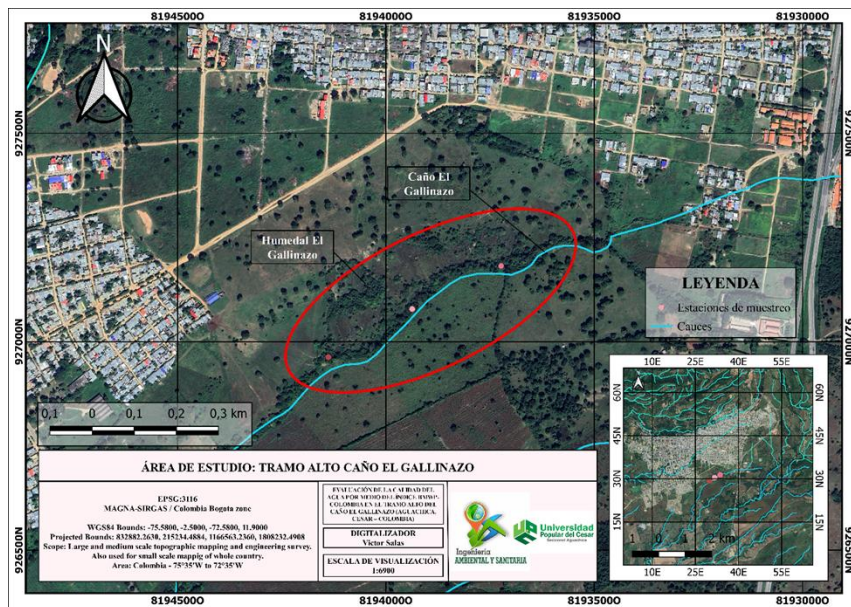


Figura 1. Arroyo El Gallinazo, Aguachica - Cesar.

La temperatura anual típica en este sector es de 28°C y la precipitación anual normal es de 1.835 milímetros, cuenta con dos periodos lluviosos anuales. Hay una capa de vegetación de selva tropical baja y la presencia de un humedal (Ramirez et al., 2007). Se sabe que este arroyo era usado anteriormente por personas de bajo recursos como fuente de abastecimiento de agua y que proporciona diferentes servicios ecosistémicos a la población circundante, siendo el objeto de este estudio.

El municipio de Aguachica, se localiza en la zona intertropical ecuatorial, al sur del departamento del Cesar, en las coordenadas 08°18'45'' norte y 73°37'37'' oeste del meridiano de Greenwich el cual tiene una extensión de 917 km², con una altitud de 190 m.s.n.m. en su cabecera municipal, para el año 2024 Aguachica contara con 128.425 habitantes de acuerdo a los resultados de proyecciones de población basándose en el Censo Poblacional del año 2018, de los cuales 111.458 se ubican en la Cabecera Municipal, representando el 86,8% y 16.967 radican en Centros Poblados y Rural Disperso representando el 13,2% (Alcaldía de Aguachica, 2020), siendo este el segundo municipio con mayor número de habitantes y de importancia en el Cesar (Saldaña Escorcia et al., 2022).

Este municipio presenta un potencial ecológico hidrográfico debido a que este se encuentra ubicada en la región del valle medio de la Gran cuenca del Río Magdalena; las zonas norte y central del Municipio están irrigadas por una serie de corrientes que forman subcuencas directas sobre la Gran cuenca del río Magdalena, algunas de ellas son las quebradas Noreán, Cristo y Buturama; en la parte sur del municipio, se irriga con la cuenca Inferior del río Lebrija, conformada entre otras, por las subcuencas de las quebradas Guaduas, Tisquirama, y afluentes directos al río Lebrija, que a su vez forman un importante complejo cenagoso en la confluencia del río Lebrija al río Magdalena, Cuencas, Subcuencas y Microcuencas Hidrográficas, sin mencionar las corrientes subterráneas.

Además de su riqueza hídrica en esta región presenta una selva tropical baja que se extiende entre los 50 y los 1000 msnm, ubicada entre la zona del valle del Río Magdalena y Lebrija y ciertos humedales. Aunque esta zona ha perdido su fisonomía selvática y la riqueza de su fauna y flora, por el avance de las fronteras agropecuarias, las talas y las quemadas indiscriminadas, debido a que en esta región su economía se basa principalmente en la siembra extensiva, la cría y levante de ganado aun así se observan algunos parches pequeños de bosques, que cubren una extensión total de 12.148,98 hectáreas (Alcaldía de Aguachica, 2024).

8.2 Desarrollo Metodológico.

8.21 Línea y Sublínea de Investigación

Según lo establecido en el proyecto educativo del programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria de la Universidad Popular del Cesar seccional Aguachica, este proyecto se enfoca en la línea de investigación perteneciente al campo de Gestión Ambiental y Desarrollo Humano Sostenible, específicamente, en la Sublínea de investigación la cual corresponde a la de correlación de impactos ambientales y sociedad (Ropero Pallares, 2015).

8.22 Tipo de Investigación

La investigación tiene un enfoque mixto, con un diseño experimental exploratorio ya que se basa en observar y recolectar datos directamente del arroyo El Gallinazo y posterior a ello realizar un análisis. Por otra parte, se dirigió hacia la toma de datos medibles u observables centrados en variables físicas y químicas del agua como conductividad, DQO, DBO, pH, sólidos suspendidos totales y turbiedad. Se tomaron dichos parámetros en relación al índice BMWP/Col puesto que estos son determinantes en la calidad que lleva un cuerpo de agua y que van de la mano con las características de los macroinvertebrados (Nuñez & Fragoso-Castilla, 2019).

8.23 Población

La población abarca la sección del arroyo El Gallinazo, la cual cuenta con un caudal de 1467,52 mm al año (Saldaña-Escorcía et al., 2022).

8.24 Muestra

La muestra para este proyecto fue la microfauna (macroinvertebrados) presente en una sección del arroyo El Gallinazo lugar en donde se tomaron las muestras en diferentes épocas climáticas. Asimismo, se tomaron 18 litros de aguas superficiales necesarios para el análisis de los parámetros físicos y químicos.

8.25 Técnicas e Instrumentos para la Recolección de la Información

Para llevar a cabo esta investigación se adoptó dos enfoques uno cuantitativo puesto que se tomaron datos medibles y el otro enfoque analítico que fue el cualitativo ya que es necesario acudir a otras fuentes de investigación para la realización del mismo, cabe resaltar que no hay información existente sobre el arroyo a estudiar (Saldaña Escorcía et al., 2022). Por otro lado, se tomaron fuentes secundarias como revistas, investigaciones, libros y artículos científicos para tener una estructura más sólida y de confianza a la hora de demostrar los datos recopilados, teniendo como referencia la información de las fuentes antes mencionadas, resaltando las técnicas y manejos que le dan a las especies a clasificar.

8.26 Trabajo de campo

El área a investigar fue delimitada 3 puntos de estudios y dos estaciones climáticas diferentes, esto debido al caudal del cuerpo de agua y la accesibilidad que tenían estos mismos para la recolección de las muestras de agua simples. Es importante resaltar que el primer muestreo se realizó el 06 de mayo del 2024 siendo este el periodo de lluvia y el segundo el 11 de julio del 2024 como periodo de sequía, así mismo cada estación de muestreo se delimitó un tramo de 2 m de longitud en el cual se realizó la toma de las diferentes muestras de agua que se enviaron a un laboratorio que contara con acreditación y certificación; además, se ejecutó la medición de parámetros *In Situ* como conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), oxígeno disuelto (mg/L), potencial de hidrógeno (pH), turbiedad (UTN) y temperatura ($^{\circ}\text{C}$), posteriormente se realizó la recolección de los diferentes sustratos para obtener los macroinvertebrados. Para el muestreo del sustrato pedregoso se empleó una red Surber mientras que para la vegetación a lo largo de las orillas presentes en las áreas de muestreo se utilizó una red tipo D. Asimismo, en cada estación se ejecutó en total diez (10) barridos por estación de un minuto de duración; las muestras obtenidas en los sustratos de cada estación se unificaron en una sola y se preservaron en frascos plásticos con alcohol etílico al 96%. La abundancia de los macroinvertebrados se reportó en número de individuos por esfuerzo de muestreo (10min) (Forero et al., 2014; Hernández et al., 2020).

8.27 Trabajo de laboratorio

Los análisis se efectuaron en laboratorio de aguas del Departamento de Ciencias Agrícolas y del Medio Ambiente de la Universidad Francisco de Paula Santander Ocaña, en el cual se examinaron las variables *Ex Situ*, como nitratos (mg/L), fosfatos totales (mg/L), sólidos suspendidos totales (mg/L), Demanda Química de Oxígeno (DQO, mg O₂/L) y la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO, mg/L). Por otro lado, para la identificación de las familias de los individuos se empleó un estereoscopio de la universidad popular del cesar seccional Aguachica y claves taxonómicas de macroinvertebrados acuáticos neotropicales de Bejarano (2006), De Carvalho et al. (2005), Heckman (2006), Neiss et al. (2018), Neiss et al. (2018), Passos et al. (2018), Roldan (1988) y Ronderos et al., (2018).

8.3 Análisis de los Datos.

En el análisis de los parámetros físicos y químicos se ejecutó una estadística descriptiva y elaboración de gráficas que permitieron el análisis respectivo. Para estimar la diversidad de los macroinvertebrados presentes se calcularon el índice de dominancia de Simpson, riqueza de Margalef, diversidad de Shannon-Wiener y uniformidad de Pielou, para todas las pruebas se trabajará con una confianza del 95% ($\alpha=0,05$). El análisis estadístico se realizó a través del software RStudio versión 4.0.5 (Licencia Libre).

9. RESULTADOS Y DISCUSIONES

9.1 Parámetros físicos y químicos del agua

9.11 Temperatura del agua

Este parámetro tuvo un valor mínimo de 29°C y un valor máximo de 33,5°C con un promedio de 30.5°C \pm 0.72 °C (Anexo 1). Durante la época de lluvia, la temperatura varía entre 29.9°C y 33.5°C. La estación E2M1 muestra la temperatura más alta mientras que la estación E1M1 registra la temperatura más baja (Figura 2); lo que sugiere que, incluso en el periodo de lluvia, existen fluctuaciones considerables en la temperatura entre las diferentes estaciones. Por otro lado, en la época de sequía, las temperaturas son más uniformes, oscilando entre 29.0°C y 29.6°C; donde las diferencias entre las estaciones son mínimas, con un rango de solo 0.6°C. Esto se debe a las temperaturas son más homogéneas en esta temporada climática, lo que puede reflejar la estabilidad atmosférica, con menos nubosidad y una radiación solar más directa.

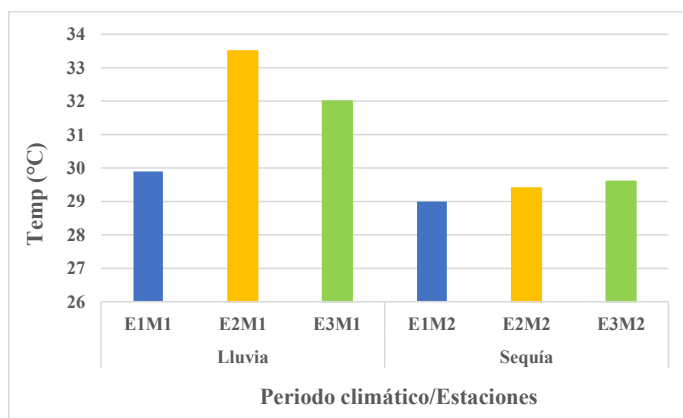


Figura 2. Variación de la Temperatura del agua

Según la resolución 2115 de 2007, la temperatura está dentro de los valores permisibles para consumo humano (Ministerio de la Protección Social & Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial, 2007). Por otra parte, es importante mencionar que dicho parámetro obtuvo una correlación negativa con los sólidos suspendidos totales (SST) de -0.862 y los nitratos de -0.95, teniendo un nivel de significancia ($p = 0.02$ y $p = 0.004$, respectivamente).

Esta influencia se deriva a las altas temperaturas que pueden elevar las sustancias disueltas y disminuir el oxígeno disuelto el cual conduce a procesos anaerobio y aerobio como lo indica Vargas Ascencios (2023). Asimismo, otro posible factor que puede influir en dicha calidad, es el uso de fertilizantes que se utilizan en áreas circundantes a la zona de estudio puesto que a simple vista se denotan las prácticas de agricultura y en conjunto a las escorrentías, afecta los parámetros antes mencionados.

9.12 Sólidos Suspendidos Totales (SST)

Este parámetro (Figura 3) obtuvo un valor mínimo de 6 mg/L, con valor máximo de 25mg/L con un promedio de 16 ± 2.81 mg/L (Anexo 1). Durante los muestreos la E2M1 presento considerablemente los valores más bajos, es posible que esta estación esté ubicada en un área menos afectada por la escorrentía o que presente características que favorecen la sedimentación rápida de sólidos. En época de lluvias se obtuvieron los valores de SST son más bajos y varían según las condiciones locales, mientras que en la época de sequía los SST aumentan significativamente en todas las estaciones, esto se debe a la disminución del caudal del agua, lo que reduce la capacidad de dilución y permite que los sólidos se acumulen más fácilmente en el agua.

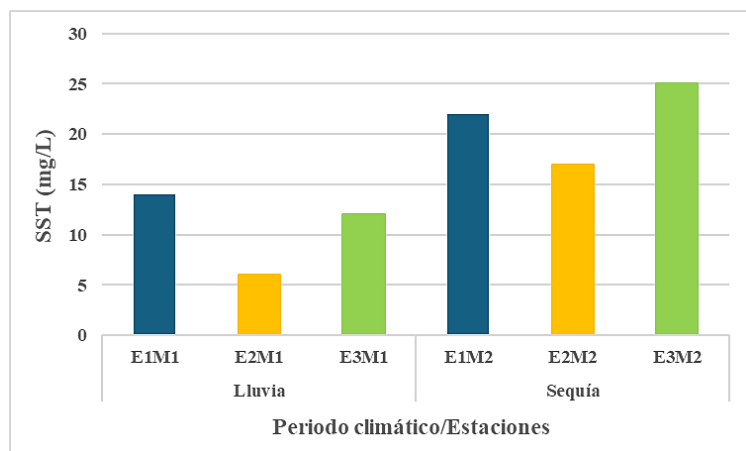


Figura 3. Variación de los Sólidos Suspendidos Totales (SST)

Por otra parte, el índice de correlación entre SST y turbidez fue de 0.71 esto se debe a que la turbidez es directamente causada por partículas en suspensión en el agua; siendo una

correlación directamente proporcional. De igual manera, el nivel de SST que presento el arroyo está por debajo de los límites permisibles, según Ccoya Jorge (2024) la vida acuática para peces se da en condiciones menores a 50 mg/L deduciendo que este arroyo alberga variedad de biota.

9.13 Turbidez del agua

Este parámetro (Figura 4) obtuvo un rango mínimo de 6 NTU y un máximo de 10.5 NTU, con un promedio de 8.56 NTU \pm 0.70 NTU (Anexo 1). Durante la lluvia, la turbidez es más alta en los puntos E1M1 y E3M1, lo que podría deberse al arrastre de partículas del suelo y otros sedimentos hacia los cuerpos de agua por las precipitaciones. En E2M1, la turbidez es notablemente más baja (6.00), lo que podría indicar una menor erosión o arrastre en esta área específica.

Por otra parte, durante la sequía, la turbidez en E1M2 es la más alta (10.5), lo que podría estar relacionado con la menor dilución del agua, permitiendo que las partículas se concentren más. En E3M2, la turbidez es alta, similar a las condiciones de lluvia en E3M1, sugiriendo que este punto es consistentemente afectado por la acumulación de sedimentos. En E2M2, la turbidez es mayor que durante la lluvia, lo que indica un cambio en las condiciones del entorno que contribuye al aumento de partículas suspendidas.

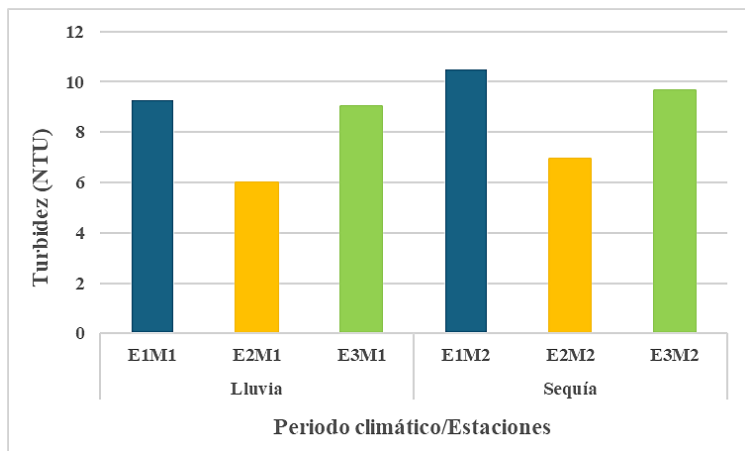


Figura 4. Turbidez del agua

La comparación entre los valores de turbidez durante la lluvia y la sequía revela que la turbidez puede ser alta en ambos escenarios, pero las causas subyacentes pueden ser diferentes. Durante la lluvia, el aumento de la turbidez se debe al arrastre de partículas por el agua que fluye sobre la superficie, mientras que, durante la sequía, la falta de dilución puede resultar en una mayor concentración de partículas suspendidas, especialmente en áreas con menor flujo de agua.

De igual forma, cabe resaltar que la turbidez obtuvo una correlación positiva con los SST de 0.71, lo cual se debe a que son un factor clave en la turbidez del agua, y con los nitratos de 0.74, dado a que este como nutrientes, puede promover el crecimiento de algas y otras biomoléculas que contribuyen a la turbidez. Los niveles de turbidez se encuentran por encima que es 5 UNT que es lo permitido por la normatividad colombiana, y que según Moyano Salcedo *et al.* (2021) los cuerpos de aguas de Colombia se ven afectados por la cantidad de partículas en suspensión que se generan por el arrastre de material y por vertimientos de aguas residuales los cuales van interfiriendo en el desarrollo fotosintético de los organismos acuáticos.

9.14 Nitratos

Este parámetro (Figura 5) obtuvo un rango entre 8.36 y 31.24 mg/L N-NO₃⁻ con un promedio de 20.97 ± 31.47 mg/L N-NO₃⁻ (Anexo 1). Durante la época de lluvias, las concentraciones de nitratos son más variables y generalmente más bajas. La escorrentía puede ser un factor importante en la entrada de nitratos al sistema acuático, especialmente en E1M1 y E3M1.

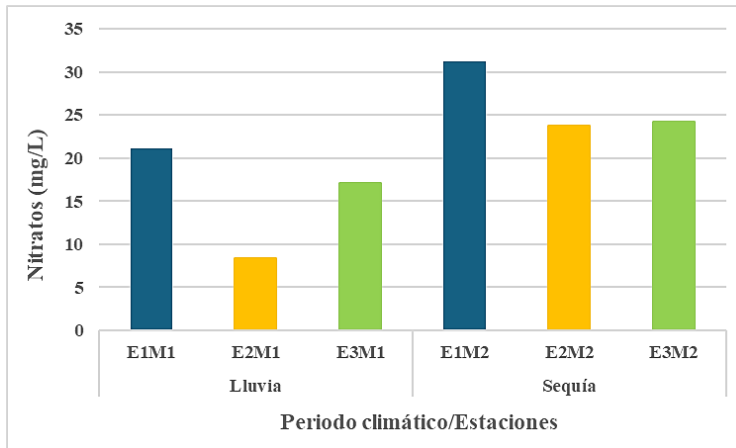


Figura 5. Variación de los Nitratos en el agua

Por otro lado, durante la época de sequía los valores de nitratos aumentan significativamente en todas las estaciones, lo que indica una acumulación de nitratos debido a la menor renovación del agua y la concentración por evaporación. Cabe resaltar que en la E1M2 se muestra los valores más altos en los muestreos, lo que podría estar relacionado con fuentes locales persistentes de nitratos circundantes a la zona como descargas directas de aguas residuales, sistemas sépticos defectuosos o el uso de productos químicos agrícolas.

Cabe resaltar que este tubo una correlación positiva con la turbidez de 0.74, donde esto puede indicar que las fuentes de nitratos, como escorrentías agrícolas o efluentes domésticos, introducen partículas suspendidas en el agua, aumentando la turbidez. De igual forma, una correlación positiva fuerte con los SST de 0.88, esto se debe a que las actividades que generan sólidos suspendidos, como la erosión del suelo o las descargas domésticas, son fuentes de nitratos. Por otro lado, una correlación negativa fuerte con la temperatura de -0.94; esto podría deberse a los procesos de la comunidad biológica como la desnitrificación, que consumen nitratos en temperaturas elevadas. Los valores obtenidos demuestran que la carga de nitratos está por encima de los límites permisibles para cuerpo de agua que son de 10 mg/L refiriéndose a que en algunos casos este puede terminar en el proceso de eutrofización (Alzate Gamboa & Moreno Gutiérrez, 2021; M. J. Muñoz & Paco, 2021).

9.15 Relación Demanda Bioquímica de Oxígeno Vs Oxígeno Disuelto

Analizando en primera instancia la Figura 6, el parámetro de Oxígeno Disuelto (OD) muestra que, durante la época de lluvia, los niveles de oxígeno disuelto varían entre 3.3 mg/L y 4.95 mg/L, con una tendencia a aumentar en los puntos de muestreo (Anexo 1). De igual manera, durante la época de sequía, los niveles de OD son más altos, variando entre 5.32 mg/L y 6.08 mg/L, lo que sugiere un aumento del oxígeno disuelto en comparación con el periodo de lluvia. Este incremento del OD durante la sequía podría deberse a varios factores, como la menor turbidez, lo que permite una mayor penetración de la luz solar y, por tanto, una mayor actividad fotosintética en el agua, que libera oxígeno, en el periodo de lluvia la E1M1 se muestra que el valor obtenido es menor a 4 mg/L estando por debajo de los límites permisibles para la vida acuática (Alzate Gamboa & Moreno Gutiérrez, 2021), esto se debe a la relación que hay entre fosfatos, nitratos y oxígeno disuelto en esa estación ya que se obtuvieron valores como 0.9 mg/L de fosfato, 21 mg/L de nitratos y 3.3 mg/L de OD; mientras que los límites permisibles por la normatividad colombiana son (0.5 mg/L para nitratos, 10 mg/L para fosfatos y menores a 4 mg/L para oxígeno disuelto) demostrando que los nitratos y los fosfatos no cumplen lo admitido para el desarrollo de los organismos acuático, ayudando a la proliferación de algas afectando la vida acuática.

Asimismo, analizando la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), durante la época de lluvia sugiere que la cantidad de materia orgánica biodegradable en el agua es relativamente estable durante este periodo, mientras que la reducción de la DBO durante la época de sequía, especialmente en E2M2 y E3M2, podría indicar una disminución de la materia orgánica disponible para la descomposición biológica; esto podría estar relacionado con la menor cantidad de escorrentía que introduce menos materia orgánica en el sistema acuático durante este periodo.

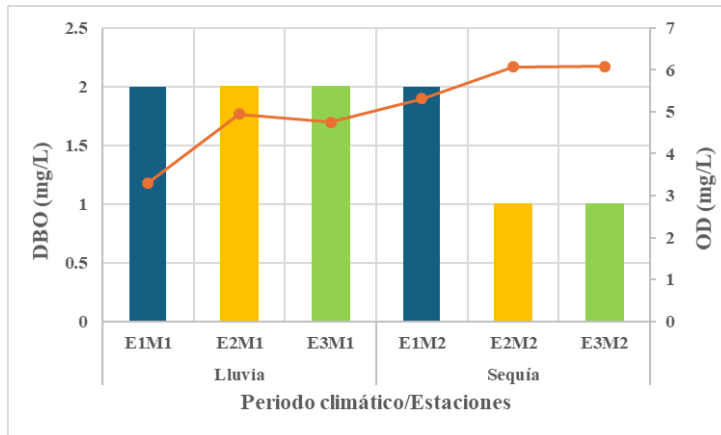


Figura 6. Relación Demanda Bioquímica de Oxígeno Vs Oxígeno Disuelto

Estos parámetros poseen una correlación negativa fuerte (-0.74) lo que implica que a mayor cantidad de materia orgánica mayor cantidad de oxígeno requiere para su descomposición. Durante la época de lluvia los niveles de OD son más bajos mientras que la DBO se mantiene constante; lo que implica que hay una mayor cantidad de materia orgánica en el agua durante las lluvias, lo que demanda más oxígeno. Lo contrario se observa durante la época de sequía donde los niveles de OD son más altos y la DBO es más baja, lo que podría reflejar una menor demanda de oxígeno del agua. Según el Decreto 1594 de 1984, Art. 38 los límites permisibles para los organismos acuáticos y que puede ser usada para consumo humano es de 7 mg/L O₂ (Presidencia de la República de Colombia, 1984), demostrando que los niveles de DBO en este cuerpo de agua están en los niveles apropiados para el desarrollo de la biota.

9.16 Relación Demanda Química de Oxígeno Vs Oxígeno Disuelto

El parámetro de la Figura 7, en el periodo de lluvia se observa una alta cantidad de demanda química de oxígeno que requiere la vida acuática, lo cual sugiere que en la E1M1 y E2M1 puede verse influenciado por la entrada de materia no biodegradable la cual se debe a las altas precipitaciones y la ayuda de algunas actividades antropogénicas que pueden dar lugar a nuevos compuestos químicos en el cuerpo de agua, en el periodo de sequía la E1M2 los niveles de DQO se muestran estables mientras que en las estaciones E2M2 y E2M3 se denota un desbalance, esto se puede ver influenciado a las pocas escorrentías que pueden haber como también puede deberse a la geología de la región.

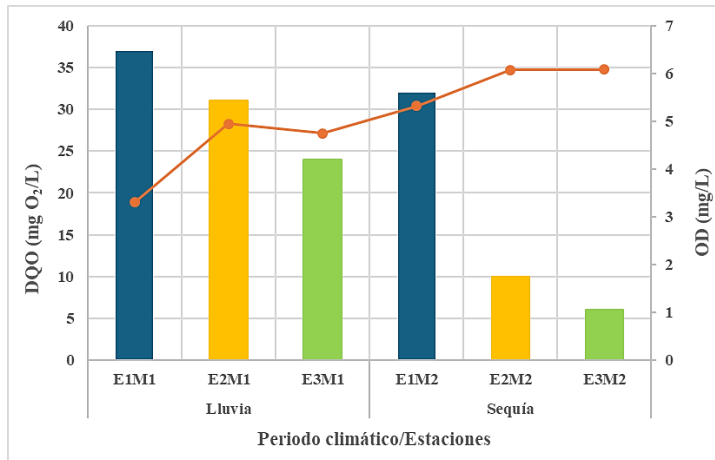


Figura 7. Relación Demanda Química de Oxígeno Vs Oxígeno Disuelto

Por otra lado, se obtuvieron correlaciones negativas altas con OD -0.872, pH -0.82 y con la DBO de 0.93, uno de los factores que más influye es el aumento de escorrentías ya que puede ayudar a la entrada de nuevos contaminantes al cuerpo de agua como algunos metales pesados, CN y sustancias tóxicas, esto se debe a las prácticas de actividades antrópicas que se realizan cerca de la zona de estudio, por otra parte, este puede influir en la oxidación de la materia orgánica afectando directamente el pH del agua como también a la demanda de oxígeno de la vida acuática.

Cabe resaltar que se obtuvo una significancia ($p = 0.04$ de OD y $p = 0.005$ de DBO, aproximadamente) esto se debe a los bajos niveles de DBO y OD que se reportan en el arroyo debido a la materia orgánica no biodegradable, el promedio que obtuvo la DQO en este cuerpo de agua fue de 23.3 mg/L encontrándose en un nivel apto para la vida acuática, y como lo indica Gualdrón Durán (2016), los límites permisibles de DQO para los cuerpos de agua son de 75 mg/L.

9.17 Relación Conductividad Eléctrica Vs Oxígeno Disuelto

En la Figura 8 se observa un desbalance en el periodo de sequía de C.E, en la E1M1 se muestra un valor inferior en relación con el OD, esto se debe a los procesos de eutrofización que se menciona anteriormente en esta misma estación, esto ayudaría a la proliferación de algas en un nivel mayor que en el resto de puntos muestreados, mientras que en las E2M1 y

E3M1 se encuentran estable, en el periodo de sequía toma una tendencia equilibrada, estaría influenciado a las altas concentraciones de minerales presente en el ambiente, como también el grado de oxidación que tiene en relación con el OD puesto que este sirve como nutriente para los organismos.

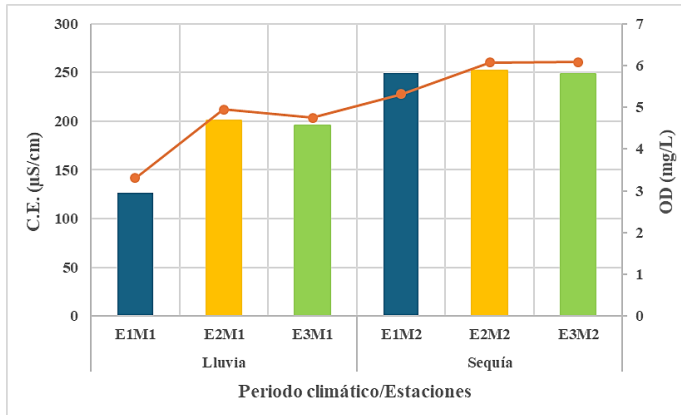


Figura 8. Conductividad Eléctrica Vs Oxígeno Disuelto

Por otra parte, se obtuvo una correlación bastante positiva con el OD de 0.96 y una bastante negativa con los fosfatos de -0.819, un factor que ayudaría a esto sería las descargas domésticas y agrícolas que se realizan en la zona de estudio afectando de manera indirecta al cuerpo de agua y con la ayuda de precipitaciones este tendría un impacto mayor en las zonas donde hay más densidad poblacional. Es importante mencionar la significancia que se obtuvo que fue de ($p = 0.001$ de OD y $p = 0.027$, respectivamente) esto se debe a la geología de la región como también a la degradación de minerales que se origina en el cuerpo de agua.

Finalmente, el valor de la C.E tubo un promedio de 212 µS/cm, el cual se encuentra por debajo de los límites permisibles para consumo humano (2000 µS/cm; Resolución 2115, 2007), y que según Roldán Pérez & Ramírez Restrepo (2008) al igual que Rivera-Usme & Pinilla-Agudelo (2013) los cuales establecer que los ríos y arroyos llevan una conductividad normal entre 30 µS/cm - 60 µS/cm y valores mayores muestran presencia de eutrofización, en este caso el cuerpo de agua muestra proliferación de algas en el cuerpo de agua.

9.2 Estructura y abundancia de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos

9.21 Comunidad acuática de macroinvertebrados

Se encontraron un total de 820 individuos de macroinvertebrados durante el estudio divididos en 41 familias (Anexo 1 – Anexo 2 – Anexo 4), de las cuales la familia Caenidae posee 275 individuos lo que equivale al 33.54% del total de individuos observados (Figura 9) seguidas por las familias Planorbidae y Chironomidae (20.49% y 11.22 %, respectivamente).

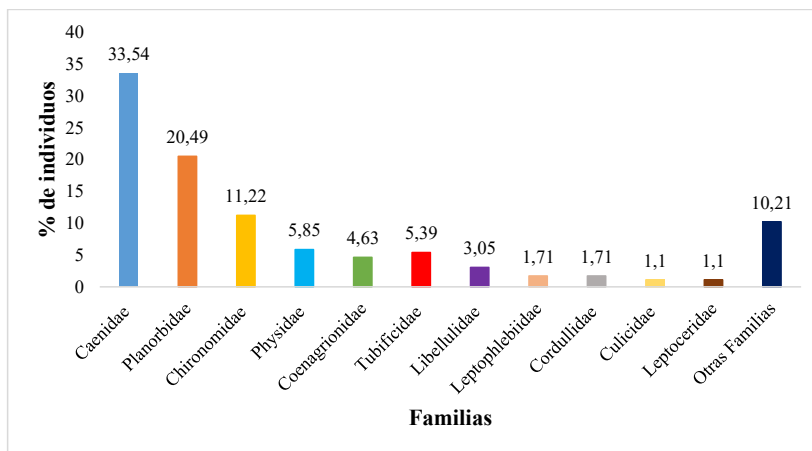


Figura 9. Número total de macroinvertebrados encontrado en las estaciones

Durante el periodo de lluvia, se obtuvieron un total de 199 individuos divididos en 23 familias de macroinvertebrados (Figura 10). La familia Planorbidae posee el mayor número de individuos contados con un 41.21%, siendo esto 82 individuos. Este grupo de caracoles es conocido por su tolerancia a una amplia gama de condiciones ambientales, incluyendo variaciones en la calidad del agua y la disponibilidad de oxígeno (Lopez Puentes et al., 2023). El aumento de su proporción durante la época de lluvia puede estar relacionado con la mayor disponibilidad de nutrientes en el cuerpo de agua, ya que el flujo incrementado por las lluvias puede movilizar material orgánico y sedimentos ricos en nutrientes hacia el sistema acuático.

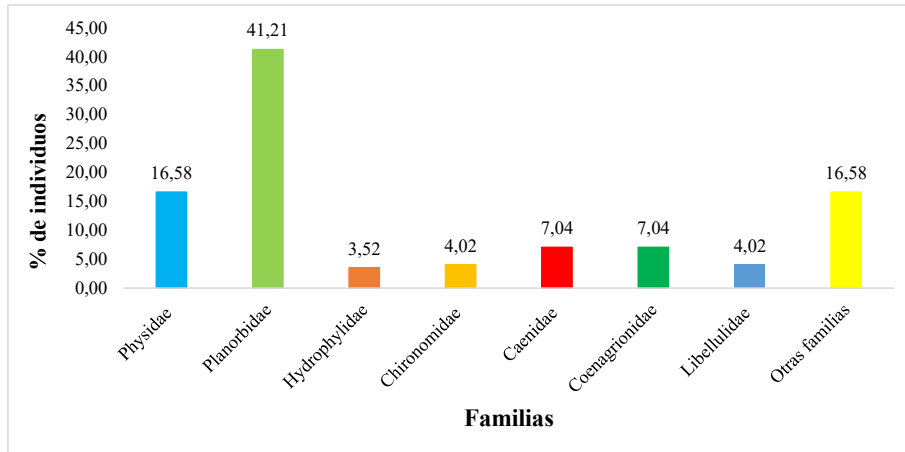


Figura 10. Número total de macroinvertebrados en época de lluvia

Asimismo, la familia Physidae tuvo el 16.58% del total de individuos muestreados, estos moluscos pulmonados tienden a preferir cuerpos de agua con baja calidad (Rincón-Bello, 2021), pero su presencia significativa en la época lluviosa podría deberse a la mezcla y redistribución de nutrientes y oxígeno, que favorecen su supervivencia. Este patrón puede ser indicativo de que las lluvias han mejorado temporalmente las condiciones del agua, permitiendo que especies tolerantes a bajos niveles de oxígeno prosperen más fácilmente.

Por otro lado, Caenidae (7.04 % del total) conocidos por habitar aguas someras y de baja calidad, siguen siendo un indicador de estrés ambiental, mientras que Coenagrionidae (7.04 % del total), una familia de libélulas que generalmente prefiere aguas con mejor calidad (Córdoba-Ariza et al., 2020), está presente en mayor cantidad en este periodo, lo cual podría señalar que ciertos tramos del cuerpo han mejorado en términos de oxigenación.

Durante la época de sequía (Figura 11), la familia Caenidae domina en este periodo con un 42.10% (261 individuos observados). Esta alta abundancia podría estar relacionada con su capacidad de tolerancia a ciertas condiciones adversas, como bajos niveles de oxígeno disuelto o presencia de materia orgánica en descomposición, típicas durante la sequía. La predominancia de esta familia puede indicar un ecosistema que está experimentando estrés, pero en el que aún existe un cierto grado de resiliencia ecológica.

La familia Planorbidae representa el 13.87% del total de individuos muestreados, ocupando el segundo lugar; estos caracoles pulmonados son conocidos por habitar aguas con baja oxigenación y tolerar condiciones más extremas. La presencia de esta familia también sugiere que el cuerpo de agua podría estar experimentando cambios en sus niveles de oxígeno disuelto, lo cual es común en periodos de sequía debido a la disminución del caudal y la concentración de materia orgánica.

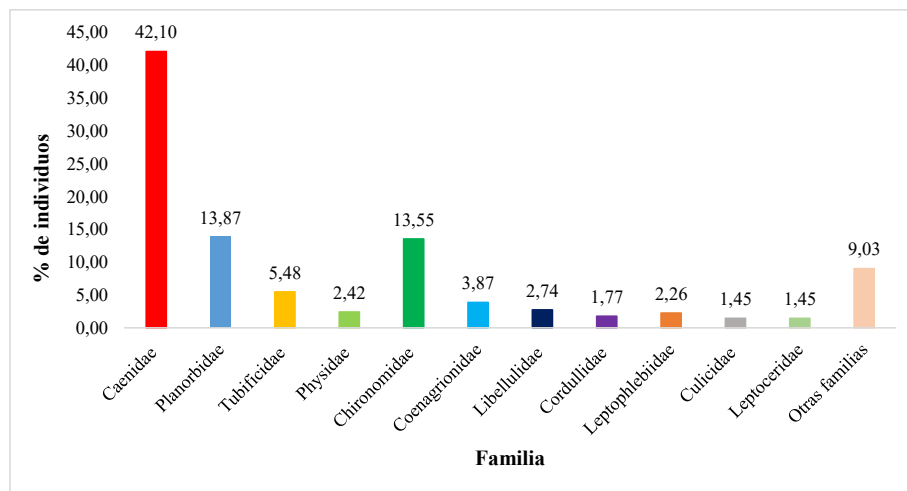


Figura 11. Número total de macroinvertebrados en época de sequía

La familia Chironomidae, con un 13.55%, es otro grupo relevante en estos resultados. Los quironómidos son altamente tolerantes a ambientes degradados y bajos niveles de oxígeno (Molineri et al., 2020), lo que refuerza la idea de que el ecosistema acuático está siendo impactado negativamente durante la sequía. Su elevada abundancia puede estar relacionada con la acumulación de materia orgánica y la reducción de la calidad del agua.

Asimismo, la familia Tubificidae con un 5.48%, del total muestreado, es un indicador claro de condiciones eutróficas y ambientes con alta carga de materia orgánica, generalmente asociados con la contaminación por nutrientes (Sueb et al., 2021; Zaman et al., 2021). La presencia de esta familia en cantidad considerable sugiere una alta concentración de materia orgánica en el agua, lo que podría estar exacerbado por la falta de renovación del agua debido a la sequía.

Comentado [lg1]: Los nombres no van en cursiva.

Comentado [cc2R1]:

Por último, familias como Coenagrionidae (3.87%), Libellulidae (2.74%), y Leptophlebiidae (2.26%), aunque presentes en menor proporción, son indicadores importantes de la estructura de la comunidad acuática en estos ecosistemas (Dominguez et al., 2006; Neiss et al., 2018). Estas familias generalmente se asocian con aguas de mejor calidad, lo que podría implicar que, a pesar de las condiciones de sequía, aún existen microhábitats con condiciones más favorables para estos organismos.

Por otra parte, al observar los valores de abundancia relativa (Figura 12), se nota una diferencia significativa entre las estaciones. En el periodo E1M2, la abundancia es notablemente mayor (345) en comparación con las demás estaciones, lo que sugiere una mayor densidad de organismos en este sitio. Esto puede estar relacionado con mejores condiciones ambientales, como una mayor disponibilidad de nutrientes o un hábitat más favorable para el desarrollo de las especies. En contraste, E1M1 tiene la menor abundancia relativa (12), lo cual podría indicar un ambiente menos propicio para la vida acuática, quizás debido a factores como la contaminación o la falta de recursos que está dada por el periodo climático que tiende a influir en la abundancia en estas estaciones.

En cuanto a la riqueza (Figura 12), definida como el número de diferentes especies presentes, se observa que el valor más alto se encuentra en E1M2 en el periodo de sequía con un total de (35), lo que refleja una diversidad considerable en este punto. Esto indica que, además de tener una alta abundancia, E1M2 también alberga una gran variedad de especies, lo que generalmente es un signo de un ecosistema saludable. En comparación, E1M1 en el periodo de lluvias tiene la menor riqueza con un total de (8), lo que podría estar relacionado con la baja abundancia observada, sugiriendo que este sitio podría estar afectado por factores que limitan tanto la cantidad como la diversidad de especies.

El análisis comparativo entre las estaciones muestra una tendencia en la que los periodos de muestreo E2M2 y E3M2 presentan valores intermedios de abundancia y riqueza, lo cual podría indicar una estabilidad relativa en estos sitios. Finalmente, E2M2 y E3M2 muestran incrementos significativos en la abundancia y la riqueza en comparación con las estaciones en el periodo de lluvia, lo que sugiere que las condiciones en estas estaciones favorecen un mayor desarrollo de la biota acuática esto dependiendo el periodo climático.

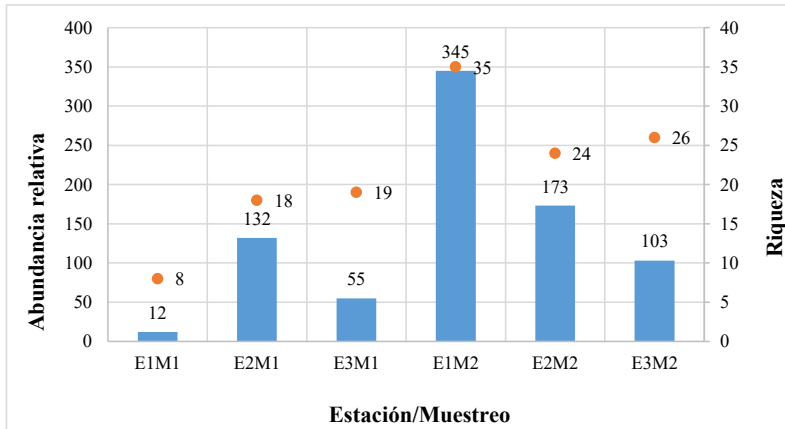


Figura 12. Abundancia relativa vs Riqueza

9.22 Índices de diversidad

Los valores observados del índice de Simpson (Tabla 3) en las estaciones muestran una variación significativa, donde las estaciones E1M1, E2M1 y E1M2 presentan valores similares, alrededor de 0,18; lo que indica una baja dominancia, es decir, una comunidad relativamente equilibrada donde no hay una sola especie dominante. Sin embargo, en E2M2 (0,3046) y E3M2 (0,2207) se observa un aumento de la dominancia, lo que sugiere una reducción en la equitatividad de las especies en estas estaciones (Nuñez & Fragoso-Castilla, 2020), posiblemente debido a cambios en las condiciones ambientales dentro del cuerpo de agua que favorecen el predominio de ciertas especies.

Además, en la diversidad de Shannon (Tabla 3) los resultados más altos se observan en las estaciones E3M1 (2,541) y E1M2 (2,353), lo que indica una alta diversidad, con mayor riqueza de especies y una distribución relativamente equilibrada. Por otro lado, la E2M2 muestra una disminución en la diversidad (1,95), lo cual puede estar relacionado con un aumento de la dominancia de ciertas especies (Montoya Moreno & Escobar Gutiérrez, 2019). Las estaciones con menor diversidad podrían estar sometidas a presiones ambientales que limitan la presencia de especies más sensibles o especializadas.

Estos dos índices anteriores son inversamente relacionados, puesto que en las estaciones donde la dominancia de Simpson es alta, como E2M2 (0,3046), la diversidad de Shannon tiende a ser baja, como en E2M2 (1,95). Esto sugiere que cuando una especie domina la

comunidad, la diversidad general disminuye. Por el contrario, en estaciones donde la dominancia es baja, como E3M1 (0,1107), la diversidad de Shannon es alta (2,541), lo que indica una comunidad más equilibrada y rica en especies.

Tabla 3. Comparaciones de índices de diversidad biológica.

Índice de diversidad	Muestreo 1			Muestreo 2		
	E1	E2	E3	E1	E2	E3
Índice de Simpson	0,181	0,179	0,111	0,178	0,305	0,221
Índice de Shannon-Wiener	1,907	2,192	2,541	2,353	1,950	2,264
Índice de Margalef	2,817	3,879	4,492	6,152	4,264	4,767
Índice de Pielou	0,917	0,732	0,863	0,652	0,622	0,722

Comentado [lg3]: Los nombres no van en cursiva.

Por otro lado, en la tabla 3, los resultados muestran un incremento significativo en la riqueza en el segundo periodo de muestreo, especialmente en la estación E1M2, donde se alcanzó un valor de 6,152. Esto sugiere una mayor heterogeneidad en la comunidad de macroinvertebrados, lo que podría estar asociado a una mejoría en las condiciones del hábitat, como la calidad del agua o la disponibilidad de recursos (Córdoba-Ariza et al., 2020). Las estaciones E2M1 y E3M1 también presentan una riqueza considerable en comparación con E1M1, lo cual sugiere una mayor complejidad ecológica en estas zonas.

Comparando el índice de Shannon y Margalef, se puede establecer que existe una relación directa entre estos dos índices. Esto se debe que cuando la riqueza de Margalef es alta, como en E1M2 (6,152) o E3M1 (4,492), la diversidad de Shannon también es alta, como en E1M2 (2,353) y E3M1 (2,541); demostrando que las estaciones con mayor número de especies también tienden a mostrar una mayor diversidad en términos generales, lo que significa que hay un equilibrio relativamente alto entre las especies presentes. En cambio, cuando la riqueza es baja, como en E1M1 (2,817), la diversidad de Shannon también es más baja (1,907).

En general, se observa que la uniformidad es mayor en el primer periodo de muestreo (Tabla 3), con la estación E1M1 presentando el valor más alto (0,9172), lo que indica una comunidad bien equilibrada. Sin embargo, en las estaciones E1M2 (0,6517) y E2M2 (0,622),

la uniformidad disminuye, lo que sugiere una mayor desigualdad en la abundancia de especies, posiblemente debido a un incremento en la dominancia de ciertos grupos de organismos, lo que afecta negativamente la equitatividad general de la comunidad (Leaño Sanabria & Pérez Barriga, 2020).

Finalmente, una mayor uniformidad tiende a estar asociada con una mayor diversidad de Shannon. Esto se observa en la estación E1M1, donde la uniformidad de Pielou es alta (0,9172), lo que coincide con un valor relativamente alto de diversidad de Shannon (1,907). Esto sugiere que cuando los individuos están distribuidos más equitativamente entre las especies, la diversidad general de la comunidad aumenta (Córdoba-Ariza et al., 2020; Nuñez & Fragoso-Castilla, 2020). Sin embargo, cuando la uniformidad disminuye, como en E2M2 (0,622), la diversidad también tiende a ser menor (1,95); la baja equitatividad indica que algunas especies son más abundantes que otras, lo que reduce la diversidad total.

9.3 Índice BMWP/Colombia

El índice BMWP/Col durante la temporada lluviosa (Tabla 4), en la estación E1 del muestreo uno (M1), se obtuvo un valor de 31 en el índice BMWP/Col, clasificado como crítica. Esto, es apoyado con los parámetros físicos y químicos de esta estación también mostraron valores fuera de los rangos permisibles para la vida acuática. Bajo las observaciones de campo, uno de los factores principales que afecta esta estación es la alta densidad poblacional cercana, lo que, sumado a las precipitaciones, contribuye indirectamente a la contaminación del cuerpo de agua.

En la E2M1, el índice arrojó un valor de 79, indicando aguas ligeramente contaminadas. Se encontraron varias especies de la orden Hemiptera, las cuales son buenos indicadores de la calidad del agua. Los parámetros fisicoquímicos obtenidos en esta estación resultaron ser de los más favorables para el desarrollo de la vida acuática. Por otro lado, en la E3M1, se obtuvo un valor de 76, también en el rango de aguas ligeramente contaminadas. Este resultado está influenciado tanto por el caudal del arroyo como por la estación climática. Los ciclos de reproducción de las especies también juegan un papel importante en la abundancia, diversidad y dominancia de los macroinvertebrados acuáticos (Bravo Chaves & Restrepo Franco, 2021). Sin embargo, en esta estación se evidenció la presencia de indicadores de

mala calidad de agua, como los Oligochaeta de la familia Tubificidae (Roldán-Pérez, 2016; Roldán Pérez, 2003).

Tabla 4. Clasificación de las aguas según índice BMWP/Col.

Estación de muestreo	Clase	Calidad	BMWP/Col	Color
E1M1	IV	Critica	31	Orange
E2M1	II	Aceptable	79	Green
E3M1	II	Aceptable	76	Green
E1M2	I	Buena	158	Blue
E2M2	I	Buena	109	Blue
E3M2	I	Buena	124	Blue

Durante el periodo de sequía (Tabla 4), los valores en todas las estaciones mostraron una tendencia al alza, lo que sugiere que las condiciones climáticas y la disponibilidad de alimentos en el cuerpo de agua son factores determinantes en la abundancia, diversidad y dominancia de los macroinvertebrados. Además, el aumento de los niveles de nitratos y de oxígeno disuelto permitió un mayor desarrollo de la vida acuática (Córdoba-Ariza et al., 2020). En la estación E1M2 se registró la mayor abundancia de macroinvertebrados, con una puntuación de 158, clasificada como aguas muy limpias. En esta estación se encontraron órdenes como Coleóptera, Ephemeroptera, Odonata, y Basommatophora, junto con familias como Dytiscidae, Elmidae, Leptophlebiidae, Leptohyphidae y Gomphidae, todas con puntuaciones medias y altas en el índice (Roldán-Pérez, 2016; Roldán Pérez, 2003). Sin embargo, también se identificaron familias de baja puntuación, como Tubificidae, que predominan en aguas con bajo oxígeno y abundante materia orgánica, en concordancia con los resultados físicos y químicos (Rivadeneira Tumbalobos, 2023).

En las estaciones E2 y E3 del segundo muestreo, los valores obtenidos en las muestras de macroinvertebrados oscilaron entre 109 y 124, indicando aguas limpias a muy limpias según el índice BMWP/Col. Este incremento en la abundancia de especies se asocia con la disminución de la demanda biológica de oxígeno (DBO) y de la demanda química de oxígeno (DQO) en estas estaciones. Además, se observó una alta presencia de familias pertenecientes a los órdenes de Trichoptera, Ephemeroptera, Odonata, Decápoda y Basommatophora, las cuales poseen puntuaciones medias y altas en el índice (Roldán-Pérez, 2016). No obstante,

al promediar los valores de todas las estaciones muestreadas, el índice BMWP/COL se ubicó en 96.16, lo que clasifica las aguas como ligeramente contaminadas. Este valor resalta la necesidad de implementar medidas de conservación y protección de este ecosistema.

10. CONCLUSIONES

Durante el estudio, la evaluación de los parámetros físicos y químicos sugieren que las condiciones del cuerpo de agua varían significativamente entre las estaciones y periodos climáticos. Es así, que los parámetros muestran patrones diferenciados en épocas de lluvia y sequía, lo que resalta la influencia de procesos atmosféricos y actividades antropogénicas en la dinámica del sistema acuático. Asimismo, la relación entre el oxígeno disuelto, la demanda biológica de oxígeno y la demanda química de oxígeno revela una interacción compleja influenciada por estos procesos.

Por otro lado, el análisis de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos a lo largo de diferentes periodos climáticos permite identificar patrones claros de respuesta de los individuos frente a las variaciones en las condiciones ambientales, como la disponibilidad de oxígeno y la concentración de materia orgánica. Esto se observó mediante la diferenciación en la composición y abundancia de las familias entre los periodos de lluvia y sequía, las cuales influyeron en la distribución y predominancia de los organismos. Asimismo, aquellas con menor diversidad indican posibles impactos negativos relacionados con factores de estrés ambiental que favorecen la prevalencia de especies más tolerantes. De igual forma, las diferencias observadas entre los índices de diversidad y dominancia refuerzan la idea de que la calidad del hábitat es un determinante clave en la estructura de estas comunidades acuáticas, ofreciendo información valiosa sobre el estado del cuerpo de agua.

Las condiciones ambientales observadas en el estudio permiten inferir que la variabilidad en los valores del índice BMWP/Col está directamente relacionada con factores climáticos y antropogénicos que influyen en la calidad del agua y en la composición de las comunidades de macroinvertebrados. Además, las estaciones presentaron diferencias marcadas entre los periodos lluvioso y seco, lo que sugiere que la disponibilidad de recursos y las condiciones fisicoquímicas del agua afectan la diversidad y abundancia de especies. Finalmente, la dominancia de ciertos taxones y la diversidad observada entre estaciones reflejan el estado de salud del ecosistema acuático, evidenciando tanto las presiones antropogénicas como las variaciones naturales en la calidad del agua, lo que proporciona información valiosa para la evaluación ambiental y la toma de decisiones en la gestión integral del recurso hídrico.

11.RECOMENDACIONES

Se recomienda realizar estudios de monitoreo a los parámetros de manera continua para entender mejor las dinámicas ecológicas en los cuerpos de agua y su relación con factores ambientales.

De igual forma, se recomienda el estudio a mayor profundidad de los macroinvertebrados, especialmente, a los Ephemeroptera, Plecóptera y Trichoptera (EPT).

Se recomienda la aplicación de índices de contaminación y el análisis de parámetros microbiológicos para establecer una línea base completa sobre la calidad el recurso hídrico.

Se recomienda implementar estudios de monitoreo en todo el tramo del arroyo El Gallinazo para comprender mejor las interacciones ecológicas que tienen las especies acuáticas con las variaciones de los parámetros físico-químicos.

Finalmente, se recomienda analizar la relación directa e indirecta de las actividades antrópicas presentes en la zona de estudio con la variación de la calidad del agua.

12.LITERATURA CITA

- Agudelo Valencia, M. (2020). La importancia de la conectividad ecológica entre los humedales de Bogotá, Distrito Capital. *Universidad Militar Nueva Granada*, 1–9.
- Alcaldía de Aguachica. (2020). *Plan de Desarrollo Municipal*.
- Alcaldía de Aguachica. (2024). *Plan de Desarrollo Aguachica 2024-2027*. Alcaldía Municipal de Aguachica. <https://www.aguachica-cesar.gov.co/planes/proyecto-plan-de-desarrollo-aguachica-20242027>
- Alvarez-Mieles, G., Irvine, K., Griensven, A. V., Arias-Hidalgo, M., Torres, A., & Mynett, A. E. (2013). Relationships between aquatic biotic communities and water quality in a tropical river-wetland system (Ecuador). *Environmental Science and Policy*, 34, 115–127. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.01.011>
- Alzate Gamboa, I. J., & Moreno Gutiérrez, L. N. (2021). *Evaluación de la calidad del agua del Río Chisacá en la localidad de Usme mediante macroinvertebrados acuáticos empleando el índice BMWP/Col y el índice ASPT* [Universidad Distrital Francisco José de Caldas]. <http://hdl.handle.net/11349/29237>
- Arslan, N., Salur, A., Kalyoncu, H., Mercan, D., Barişik, B., & Odabaşı, D. A. (2016). The use of BMWP and ASPT indices for evaluation of water quality according to macroinvertebrates in Küçük Menderes River (Turkey). *Biologia*, 71(1), 49–57. <https://doi.org/10.1515/biolog-2016-0005>
- Bejarano, E. E. (2006). Lista actualizada de los Psicodidos (Diptera, Psychodidae) de Colombia. *Folia Entomologica Mexicana*, 45(1), 47–56.
- Bolivar-Cuartas, S. M., Castaño-Muñoz, D. L., & Gutiérrez-Flórez, O. D. (2021). Modelo Correlacional de Sólidos Suspendidos Totales Presentes en Aguas Residuales Domésticas Mediante Análisis de Turbiedad. *Producción + Limpia*, 16(1), 186–197. <https://doi.org/10.22507/pml.v16n1a10>
- Bouza, C. N., & Covarrubias, D. (2005). Estimación del índice de diversidad de Simpson en sitios de muestreo. *Revista Investigación Operacional*, 26(2), 187–197.
- Bravo Chaves, L. R., & Restrepo Franco, G. M. (2021). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en dos ecosistemas lóticos en El Doncello, Caquetá. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 17(1), 57–72. <https://doi.org/10.18359/rfcb.5432>
- Cabrera Dávila, G. D. L. C., & Iborra, G. M. L. (2018). Ecological characterization of soil macrofauna in two evergreen forest sites at el salón, sierra del rosario, Cuba. *Bosque*, 39(3), 363–373. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002018000300363>
- Cao, Y., Wang, B., Zhang, J., Wang, L., Pan, Y., Wang, Q., Jian, D., & Deng, G. (2016). Lake macroinvertebrate assemblages and relationship with natural environment and tourism stress in Jiuzhaigou Natural Reserve, China. *Ecological Indicators*, 62, 182–190. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.023>
- Carbonell, R. Y., Chang Huerta, L., Perez Aballe, N., & Morales León, J. . (2012). Evaluación de la demanda química de oxígeno en aguas de la Provincia de Granma, Cuba. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 8(1), 15–20.

- Caro Caro, C. I., & Torres Mora, M. A. (2015). Servicios ecosistémicos como soporte para la gestión de sistemas socioecológicos: aplicación en agroecosistemas. *Orinoquia*, 19(2), 237. <https://doi.org/10.22579/20112629.338>
- Castellanos Romero, K., Pizarro Del Río, J., Cuentas Villarreal, K., Costa Anillo, J. C., Pino Zarate, Z., Gutierrez, L. C., Franco, O. L., & Arboleda Valencia, J. W. (2017). Lentic water quality characterization using macroinvertebrates as bioindicators: An adapted BMWP index. *Ecological Indicators*, 72, 53–66. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.023>
- Castilla, C. (2015). Influencia de parámetros físicos y químicos en el agua superficial. *Revista Del Colegio Oficial de Biólogos de La Comunidad de Madrid*, 3.
- Ccoya Jorge, B. M. (2024). *Evaluación de la calidad del agua superficial de la laguna confinada bahía de los incas del lago titicaca, Puno, 2023*. [Universidad Privada San Carlos]. <http://repositorio.upsc.edu.pe/handle/UPSC/900>
- Chaverra-Perea, S. (2017). Vista de Caracterización de la microcuenca las damas parte baja del municipio de Garzón (Huila). *Investigaciones Agroempresariales*, 20, 9–25. <https://doi.org/10.23850/25004468.830>
- Congreso de la Republica. (2016). Ley 1774 de 2016 Congreso de la República. *Departamento Administrativo de La Función Pública*, 1–5.
- Congreso de la Republica. (2019). Ley 9 De 1979 Código Sanitario Nacional. *REPÚBLICA DE COLOMBIA*, 1–224.
- Congreso de la República de Colombia. (1993). Ley 99 De 1993. In *Diario Oficial* (Vol. 1993, Issue 41146). <http://www.humboldt.org.co/images/documentos/pdf/Normativo/1993-12-22-ley-99-crea-el-sina-y-mma.pdf>
- Contreras, M. miranda. (2009). *Turbiedad del agua*.
- Córdoba-Ariza, P. G., Rincón-Palau, K., Donato-R., J. C., & González-Trujillo, J. D. (2020). Variación espacio-temporal de macroinvertebrados acuáticos en la Lindosa, Guayana colombiana. *Revista de Biología Tropical*, 68(2). <https://doi.org/10.15517/rbt.v68i2.39331>
- Daoust, K., Kreutzweiser, D. P., Guo, J., Creed, I. F., & Sibley, P. K. (2019). Climate-influenced catchment hydrology overrides forest management effects on stream benthic macroinvertebrates in a northern hardwood forest. *Forest Ecology and Management*, 452, 117540. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117540>
- De Carvalho, C. J. B., Couri, M. S., Pont, A. C., Pamplona, D., & Lopes, S. M. (2005). A Catalogue of the Muscidae (Diptera) of the Neotropical Region. *Zootaxa*, 860(1), 1. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.860.1.1>
- Dominguez, E., Molineri, C., Pescador, M. L., Hubbard, M. D., & Nieto Peñalver, M. C. (2006). *Ephemeroptera of South America* (Pensoft Publishers (ed.)). Pensoft Publishers. <http://hdl.handle.net/11336/153091>
- Eduardo Somarriba. (1999). Diversidad Shannon. *Agroforestería En Las Américas*, 6(23), 72–74.

- Elliott, J. M., & McCafferty, W. P. (1982). Aquatic Entomology: The Fishermen's and Ecologists' Illustrated Guide to Insects and their Relatives. *The Journal of Animal Ecology*, 51(3), 1019. <https://doi.org/10.2307/4023>
- Escobal Pérez, L., Chávez Horna, G. E., & Roncal Rabanal, M. R. (2020). Efficiency of the vegetal tissue of *Armatocereus rauhii* subsp. *Balsasensis* (F. Ritter) Ostolaza and *Esposoa mirabilis* F. Ritter (Cactaceae) in the removal of total suspended solids in the water for human consumption of the district of Balzas - Amazonas. *Arnaldoa*, 27(1), 157–167. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.22497/arnaldoa.271.27108>
- Espinosa Romero, A. P., Molina Bolívar, G., & Díaz Chávez, L. (2020). Salud ambiental del río ranchería a través de macroinvertebrados acuáticos en el área de influencia del complejo carbonífero el cerrejón. *Tecnura*, 24(65), 49–63. <https://doi.org/10.14483/22487638.15773>
- Fierro, P., Bertrán, C., Tapia, J., Hauenstein, E., Peña-Cortés, F., Vergara, C., Cerna, C., & Vargas-Chacoff, L. (2017). Effects of local land-use on riparian vegetation, water quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages. *Science of The Total Environment*, 609, 724–734. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.197>
- Forero, L. C., Longo, M., R., J. J. R., & Chalar, G. (2014). Índice de calidad ecológica con base en macroinvertebrados acuáticos para la cuenca del río Negro (ICE RN-MAE), Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 62, 233–247.
- Gaufin, A. R., & Tarzwell, C. M. (1952). Aquatic invertebrates as indicators of stream pollution. *Public Health Reports (Washington, D.C.: 1896)*, 67(1), 57–64. <https://doi.org/10.2307/4587981>
- Gualdrón Durán, L. E. (2016). *Evaluación de la calidad de agua de ríos de Colombia usando parámetros fisicoquímicos y biológicos*. [Universidad Libre]. <https://hdl.handle.net/10901/20335>
- Gudiño Sosa, L. F. (2022). Water quality assessment in a subtropical river and tributaries combining physicochemical and aquatic macroinvertebrates. *Hidrobiológica*, 32(1), 33–50. <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2022v32n1/Gudino>
- Guzman Rodriguez, J. S. C. (2021). *Efecto de la degradación ambiental, por acción antrópica, sobre la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos (MIB) del río Yura (Arequipa)*. Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa.
- Heckman, C. W. (2006). *Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Odonata – Anisoptera*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4802-5>
- Hernández, E., Agudelo, D. M., Flórez, E., Sepúlveda, R., Zabala, A. M., Vargas, Lady, Parra, M., Ramírez, G., Aguirre, N., & Vélez, F. (2020). Índice de Calidad Ecológica y gestión hídrica en tres ecosistemas de Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 68(4). <https://doi.org/10.15517/rbt.v68i4.41522>
- Jaramillo Villa, Ú., Flórez-Ayala, C., Cortés-Duque, J., Cadena-Marín, E. A., Estupiñán-Suárez, L. M., Rojas, S., Peláez, S., & Aponte, C. (2016). *Colombia anfibia. Un país de humedales*. (Ú. Jaramillo Villa, J. Cortés-Duque, & C. Flórez-Ayala (eds.); Vol. 2). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. <http://repository.humboldt.org.co/handle/20.500.11761/9291>

- Jeymmy Milena, W. R., Juan Mauricio, C. R., & Jorge Hernán, M. G. (2017). Aquatic macroinvertebrate assemblages and ecological state of Dali sub-basin, Risaralda State, Colombia. *Hydrobiológica*, 26(3), 358–371. <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2016v26n3/Walteros>
- Jose, P. G., Gonzalo, A.-R., & Luis, P.-S. (2008). Diversity of Aquatic Macroinvertebrates of Páramo de Frontino. *Diversity*, 30(2), 441–455.
- KOH, MLA, & LOF. (2022, March). Más de 5.000 habitantes de Aguachica consumen aguas contaminadas. *Agencia UNAL*.
- Kumar, A., Kanga, S., Taloor, A. K., Singh, S. K., & Đurin, B. (2021). Surface runoff estimation of Sind river basin using integrated SCS-CN and GIS techniques. *HydroResearch*, 4, 61–74. <https://doi.org/10.1016/j.hydres.2021.08.001>
- Ladrera, R., Rieradevall, M., & Prat, N. (2013). Macroinvertebrados Acuáticos Como Indicadores Biológicos: Una Herramienta Didáctica. *Revista de Didáctica* 11, 2013, 19.
- Lande, R. (1996). Statistics and Partitioning of Species Diversity, and Similarity among Multiple Communities. *Oikos*, 76(1), 5. <https://doi.org/10.2307/3545743>
- Leaño Sanabria, J. J., & Pérez Barriga, D. (2020). Determinación de la Calidad del Agua mediante el índice BMWP/BOL (bioindicadores ecológicos) del Río Trancas, Municipio de Entre Ríos - Tarija. *Acta Nova*, 9(4), 567–591.
- López Mendoza, S., Huertas Pineda, D. F., Jaramillo Londoño, Á. M., Calderón Rivera, D. S., & Díaz Arévalo, J. L. (2022). Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de calidad del agua del río Teusacá (Cundinamarca, Colombia). *Ingeniería y Desarrollo*, 37(02), 269–288. <https://doi.org/10.14482/inde.37.2.6281>
- Lopez Puentes, D., Hernandez Zambrano, L., Gaona Neira, G., & Tiguaque-Urbina, F. (2023). Colonización de Sustratos Artificiales por Macroinvertebrados: Un Enfoque para la Evaluación de la Calidad del Agua del Río la Vega en Tunja, Boyacá. *Ciencia En Desarrollo*, 14(E), 19–22. <https://doi.org/10.19053/uptc.01217488.v14.n3.2023.17424>
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological Diversity and Its Measurement*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0>
- Matthias, U., & Moreno, H. (2017). Estudio de algunos parámetros fisicoquímicos y biológicos en el río Medellín y sus principales afluentes. *Actualidades Biológicas*, 12(46), 106–117. <https://doi.org/https://www.jstor.org/estable/23641699> _ _
- Meraj, G., Khan, T., Romshoo, S. A., Farooq, M., Rohitashw, K., & Sheikh, B. A. (2018). An Integrated Geoinformatics and Hydrological Modelling-Based Approach for Effective Flood Management in the Jhelum Basin, NW Himalaya. *Proceedings*, 7(1), 8. <https://doi.org/10.3390/ECWS-3-05804>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2015). *resolucion 0631 de 2015*. 1–62.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2021). *Resolución 0699 de 2021 para Aguas Residuales Domésticas Tratadas al suelo. 1974*, 1–6.
- Ministerio de comercio industria y turismo. (2023). *Contexto macroeconómico de colombia*. 1–8.

- Ministerio de la Protección Social, & Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. (2007). *Resolución 2115*. Ministro de la Protección Social. <https://minvivienda.gov.co/sites/default/files/normativa/2115 - 2007.pdf>
- Molano, M. S., & García, D. P. (2018). Determinación del índice BMWP/Col, mediante la utilización de macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad de agua, en el cauce del río Guachicos, que surte el acueducto del municipio de Pitalito. *Universidad Nacional Abierta y a Distancia UNAD*, 66(12), 7250–7257.
- Molineri, C., Tejerina, E. G., Torrejón, S. E., Pero, E. J. I., & Hankel, G. E. (2020). Indicative value of different taxonomic levels of Chironomidae for assessing the water quality. *Ecological Indicators*, 108, 105703. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105703>
- Montoya Moreno, Y., & Escobar Gutiérrez, A. F. (2019). Los macroinvertebrados acuáticos y la calidad biológica del agua en una quebrada andina, Antioquia-Colombia. *Revista Politécnica*, 15(29), 65–81. <https://doi.org/10.33571/rpolitec.v15n29a6>
- Moyano Salcedo, Á. J., Cuadros Segura, F. D., Pabón Laverde, A. M., & Trujillo Arias, J. V. (2021). Impacto ambiental del vertimiento de aguas servidas en aglomerados urbanos ilegales del municipio de Villavicencio, Colombia. *Tecnura*, 25(68), 43–62.
- Muñoz, H., Suárez, J., Vera, A., Orozco, S., Batlle, J., Ortiz, A., & Mendiola, J. (2011). Demanda bioquímica de oxígeno y población en la subcuenca del Río Zahuapan, Tlaxcala, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 28(1), 27–38.
- Muñoz, M. J., & Paco, C. (2021). *Evaluación de los parámetros indicadores de eutrofización en las aguas del río Chillón de los años 2012 –2015* [Universidad Privada del Norte.]. <https://hdl.handle.net/11537/29770>
- Murillo Montoya, S. A., Mendoza Mora, A., Restrepo Bastidas, E. S., Fadul Vázquez, C. J., Calderón García, X. F., & Rodríguez Vanegas, M. A. (2018). Macroinvertebrados asociados a raíces de *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae) en la Ciénaga de Palagua (Colombia). *Ambiente y Desarrollo*, 22(43). <https://doi.org/10.11144/Javeriana.ayd22-43.mare>
- Neiss, U. G., Fleck, G., Pessacq, P., & Tennessen, K. J. (2018). Odonata. In *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates* (pp. 399–447). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804223-6.00017-2>
- Novack, M., Romano, L., Nascimento, L. Do, Canterle, E., & Barboza, C. N. (2021). Benthic invertebrates associated with the aquatic macrophytes in a brazilian subtropical reservoir. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 26(4), 741–748. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220190377>
- Núñez, J. C., & Fragoso-Castilla, P. J. (2019). Uso de Macroinvertebrados Acuáticos como Bioindicadores de Contaminación del Agua de la Ciénaga Mata de Palma (Colombia). *Información Tecnológica*, 30(5), 319–330. <https://doi.org/10.4067/S0718-07642019000500319>
- Núñez, J. C., & Fragoso-Castilla, P. J. (2020). Uso de macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de la calidad del agua en la cuenca media del río Guatapurí (Valledupar, Colombia). *Información Tecnológica*, 31(6), 207–216. <https://doi.org/10.4067/S0718-07642020000600207>

- Obando-Correal, N. L., & Bustamante-Toro, C. A. (2014). Macroinvertebrados y algas perifíticas de la quebrada Cajones, unidad de manejo de cuenca UMC Río Espejo municipio de Montenegro, Quindío, Colombia. *Revista de La Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas*, 26, 133–144. <https://www.ojs.asociacioncolombianadecienciasbiologicas.org/index.php/accb/article/view/14/15>
- Oñate Barraza, H. C., & Cortez Henao, G. Y. (2020). Estado del agua del río Cesar por vertimientos residuales de la ciudad de Valledupar. Bioindicación por índice BMWP/COL. *Tecnura*, 24(65), 39–48. <https://doi.org/10.14483/22487638.15766>
- Orrego Meza, J. G., Hernández Cortés, I. C., Marulanda López, J. F., Rivera Pérez, J. M., Viteri Delgado, J. P., Franco Torres, M., Llano Arias, C. A., & Gomes Dias, L. (2020). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en el Parque Nacional Natural Selva de Florencia, Colombia. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 44(171), 560–571. <https://doi.org/10.18257/raccefyfyn.1027>
- Osorio Lugo, H. H., & Vargas Díaz, R. A. (2005). *Diseño del sistema de control automático de PH en la planta de tratamiento de agua residuales de la empresa Termocartagena S.A. E.S.P* [Universidad Tecnológica de Bolívar]. <https://hdl.handle.net/20.500.12585/902>
- Osorio Trujillo, A. F., & Martínez Cajigas, M. E. (2018). Validación de un método para el análisis de color real en agua. *Revista de La Facultad de Ciencias*, 7(1), 143–155. <https://doi.org/10.15446/rev.fac.cienc.v7n1.68086>
- Pascual, M., Barral, M. P., Poca, M., Pessacg, N., Silva, L. G., Albariño, R., Romero, M. E., & Jobbágy, E. G. (2022). Continental aquatic ecosystems and their services: Approaches and applications in the real world. *Ecologia Austral*, 32(1), 195–212. <https://doi.org/10.25260/EA.22.32.1.1.1290>
- Passos, M. I. S., Manzo, V., & Maier, C. A. (2018). Families Dryopidae, Elmidae, and Psephenidae. In *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates* (pp. 583–598). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804223-6.00027-5>
- Peet, R. K. (1975). Relative Diversity Indices. *Ecology*, 56(2), 496–498. <https://doi.org/10.2307/1934984>
- Pérez, G., & Roldán P., G. (2017). Niveles de contaminación por detergentes y su influencia en las comunidades bénticas del río Rionegro. *Actualidades Biológicas*, 7(24), 27–36. <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.330441>
- Prat, N., Ríos, B., Acosta, R., & Rieradevall, M. (2006). *Los Macroinvertebrados Como Indicadores De Calidad De Las Aguas*.
- Presidencia de la Republica. (2007). Decreto No. 1575 de 2007. *Diario Oficial*, 2007(Mayo 9), 1–14.
- Presidencia de la Republica. (2010a). Decreto 2811 de 1974. *Diario Oficial N°34243*, 1–50.
- Presidencia de la Republica. (2010b). *Decreto 3930 de 2010*. 1–19.
- Presidencia de la República de Colombia. (1984). *Decreto 1594* (Vol. 1984, Issue Junio 26, p. 55).

- Purihuamán-Leonardo, C. N., & Sánchez-Bustamante, E. F. (2022). Comunidades de macroinvertebrados bentónicos como bioindicador de calidad de agua en un sector del río Chotano, Perú. *Revista Tecnología En Marcha*. <https://doi.org/10.18845/tm.v35i3.5662>
- Ramírez, J. F. L., A, M. del P. P., Layton, C. C., Salazar, F., Cruz, R. L., Ortega, L. A., Escobar, L. A., Hoyos, S., Patiño, G. A. N., Galeano, R. E., Murillo, H., Sánchez, H. A. A., Barbosa, A. M., Taboada, C. M., Guerra, Á. A., Rodríguez, A. E., Londoño, J. M., Zarate, M. L., & Ángel, C. R. (2007). *Consolidación participativa de la zonificación ambiental a nivel regional y plan de ordenamiento y manejo para la zona de reserva forestal del río*. https://www.corantioquia.gov.co/ciadoc/FLORA/AIRNR_CV_255_2006_2.pdf
- Ramírez, Y. P. (2018). Influencia de la ganadería en la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en microcuencas de los Andes centrales de Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 66(3), 1244. <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i3.30316>
- Reyes, R., & Campos, N. H. (2016). Macroinvertebrados colonizadores de raíces de rhizophora mangle en la bahía de chengue, Caribe Colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 21, 101–116. <https://doi.org/10.25268/BIMC.INVEMAR.1992.21.0.422>
- Rincón-Bello, M. T. (2021). Aquatic macroinvertebrates as water quality bioindicators in Chicú river, Cundinamarca, Colombi. *Hidrobiológica*, 30(3), 17–29. <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2021v31n1/Rincon>
- Riss, W., Ospina, R., & Gutiérrez, J. (2002). Establecimiento de valores de bioindicación para macroinvertebrados acuáticos de la sabana de bogotá. *Caldasia*, 24(1), 135–146.
- Rivadeneira Tumbalobos, B. B. (2023). *Influencia de una fuente de agua termal sobre la calidad biológica del río Caracha basado en macroinvertebrados, distrito de Sarhua, Ayacucho* [Universidad Nacional De San Cristóbal De Huamanga]. <http://repositorio.unsch.edu.pe/handle/UNSCH/6127>
- Rivera-Usme, J. J., & Pinilla-Agudelo, G. A. (2013). Ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos y su relación con las variables físicas y químicas en el humedal de Jaboque-Colombia. *Caldasia*, 35(2), 389–408.
- Rodríguez, P. (2011). *Determinación de oxígeno disuelto (OD) en muestras de agua*. 1–9.
- Roldán-Pérez, G. (2016). Macroinvertebrates as bioindicators of water quality: Four decades of development in Colombia and Latin America. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 40(155), 254–274. <https://doi.org/10.18257/racefyn.335>
- Roldán, G. (1996). Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. In *Universidad de Antioquia*.
- Roldan, G. P. (1988). Estudios limnológicos de cuatro ecosistemas neotropicales diferentes con especial referencia a su fauna de efemerópteros. *Actualidades Biológicas*, 9(34), 103–117.
- Roldán P., G., Builes, J., Trujillo, C. M., & Suárez, A. (2018). Efectos de la contaminación

- industrial y doméstica sobre la fauna béntica del Río Medellín. *Actualidades Biológicas*, 2(5), 54–64. <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.330730>
- Roldán Pérez, G. (2003). *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia, uso del método BMWP/Col*. Universidad de Antioquia.
- Roldán Pérez, G., & Ramírez Restrepo, John J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical* (Universidad de Antioquia (ed.); 2nd ed.). Universidad de Antioquia.
- Ronderos, M. M., Díaz, F., Marino, P. I., & Ferreira-Keppler, R. L. (2018). Family Ceratopogonidae. In *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates* (pp. 625–659). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804223-6.00030-5>
- Ropero Pallares, R. (2015). *Proyecto Educativo del Programa (Ingeniería Ambiental y Sanitaria)*. <https://bit.ly/3npYjhw>
- Saldaña-Escorcia, R., Otalvarez-Herrera, R., & Herrera Galviz, J. D. (2022). Oferta hídrica superficial mediante el método lluvia-esorrentía, caso de estudio humedal el Gallinazo, Aguachica (Cesar – Colombia). *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 14(1), 221–249. <https://doi.org/10.22490/21456453.5959>
- Saldaña Escorcia, R., Otalvarez Herrera, R., & Herrera Galviz, J. D. (2022). Oferta hídrica superficial del humedal el Gallinazo, ubicado en Aguachica-Colombia. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 14(1), 221–249. <https://doi.org/10.22490/21456453.5959>
- Sánchez Herrera, M. J. (2005). El Índice Biológico BMWP (Biological Monitoring Working Party Score), Modificado y Adaptado al Cauce Principal del Río Pamplonita Norte de Santander. *Bistua: Revista de La Facultad de Ciencias Básicas*, 3(2), 54–67.
- Sánchez, O. L. E., Herzig, M., Peters, E., & Huitzil, R. M. (2007). *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*. Instituto Nacional de Ecología-Semarnat, U. S. Fish & Wildlife Service, Unidos para la Conservación.
- Serra Greppi, I. C., & Molineri, C. (2021). The presence of rainbow trout reduces drift of aquatic insects in Yungas streams (Tucumán, Argentina). *Revista de La Sociedad Entomológica Argentina*, 80(1), 74–80. <https://doi.org/10.25085/rsea.800108>
- Singh, R. J., Pandiyan, K., Singh, A., Singh, S., Saxena, A. K., Nain, L., Ghosh, S. S. S., Chowdhury, R., Bhattacharya, P., Pereira, G. F., de Bastiani, D., Gabardo, S., Squina, F., Ayub, M. A. Z., Song, Y., Cho, E. J., Park, C. S., Oh, C. H., Park, B. J., ... Nain, L. (2018). Universidade Federal Do Rio Grande Do Sul Instituto De Ciências Básicas Da Saúde Programa De Pós-Graduação Em Microbiologia Agrícola E Do Ambiente. *Bioresource Technology*, 6(3), 581–597.
- Social, M. D. L. P., & Ministerio De Ambiente, V. Y. D. T. (2007). Resolución 2115 de 2007. *Ministerio De La Protección Social, Ministerio De Ambiente, Vivienda Y Desarrollo Territorial*, 2007(2), 23.
- Solís Castro, Y., Zúñiga Zúñiga, L. A., & Mora Alvarado, D. (2018). La conductividad como parámetro predictivo de la dureza del agua en pozos y nacientes de Costa Rica. *Revista Tecnología En Marcha*, 31(1), 35. <https://doi.org/10.18845/tm.v31i1.3495>
- Sueb, S., Damayanti, J., & Rohman, F. (2021). Macrozoobenthos diversity as bioindicator

- water quality of Metro River, Malang City. *AIP Conference Proceedings*, 2353(1), 030050. <https://doi.org/10.1063/5.0052783>
- Tyagi, S., Sharma, B., Singh, P., & Dobhal, R. (2020). Water Quality Assessment in Terms of Water Quality Index. *American Journal of Water Resources*, 1(3), 34–38. <https://doi.org/10.12691/ajwr-1-3-3>
- Valbuena Quiñones, J., & Martínez Urrea, L. L. (2019). *Análisis de la afectación en la calidad del agua del caño siete vueltas del municipio de Villavicencio por vertimientos de aguas residuales* (Vol. 8, Issue 5) [Universidad Santo Tomás]. <https://repository.usta.edu.co/handle/11634/19535>
- Vargas Asencios, W. D. (2023). *Calidad de agua de la unidad hidrográfica Puchka determinado mediante el índice de calidad de agua (ICA-PE) como herramienta de gestión integrada de recurso hídrico para la actividad agropecuaria–Huari, en el periodo 2018–2022*.
- Villacorta Vegas, J. C., & Peña Mendoza, J. L. (2014). *Macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos y su relación con la calidad del agua en la microcuenca Mishquiayacu, provincia de Moyobamba*. Universidad Nacional de San Martín.
- Zaghloul, A., Saber, M., Gadow, S., & Awad, F. (2020). Biological indicators for pollution detection in terrestrial and aquatic ecosystems. *Bulletin of the National Research Centre*, 44(1), 127. <https://doi.org/10.1186/s42269-020-00385-x>
- Zaman, M. N., Komariah, & Sunarto. (2021). Biological water quality of Gajah Wong River, Yogyakarta City, Indonesia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 824(1), 012035. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/824/1/012035>

13.ANEXOS

Anexo 1. Estadística descriptiva parámetros físicos y químicos

	Mínimo	Mediana	Máximo	Media	Error típico	Coeff. Var
<i>Turbidez</i>	6	9,15	10,5	8,568	0,704	2,014
<i>OD</i>	3,3	5,135	6,08	5,078	0,421	2,033
<i>Temp</i>	29	29,75	33,5	30,56	0,726	582,542
<i>pH</i>	7,11	7,27	7,6	7,3	0,0686	2,310
<i>C.E.</i>	126,3	224,75	252	212,0	2,003	2,315
<i>DBO</i>	1	2	2	1,666	0,210	3,098
<i>DQO</i>	6	27,5	37	2,333	5,161	5,418
<i>SST</i>	6	15,5	25	16	2,816	4,312
<i>Nitratos</i>	8,36	22,44	31,24	2,097	31,477	3,676
<i>Fosfatos</i>	0,26	0,45	0,9	0,49	0,091	4,537

Anexo 2. Riqueza de familias y géneros de macroinvertebrados

Familia	Género	Número de individuos por estación						Total
		E1M2	E2M2	E3M2	E1M3	E2M3	E3M3	
Hydrachnidae	<i>Hydrachna sp</i>	0	0	0	0	1	0	1
	<i>Arrenuridae sp</i>	0	0	0	0	1	0	1
Pisauridae	<i>Thaumasia sp</i>	0	0	0	0	1	0	1
Sphaeriidae	<i>Eupera sp</i>	0	0	0	4	0	0	4
Lumbriculidae	<i>Lumbriculus sp</i>	0	0	0	0	0	1	1
Tubificidae	<i>Tubifex sp</i>	0	0	2	34	0	0	36
Naididae	<i>Stylaria sp</i>	0	0	0	4	0	0	4
Naididae	<i>Naididae sp</i>	1	0	0	0	0	0	1
Cochliopidae	<i>Heleobia sp</i>	0	1	0	1	0	0	2
	<i>Aropyrgus sp.</i>	0	4	1	0	0	0	5
Ancylidae	<i>Ferrissia sp</i>	0	0	0	0	0	1	1
Physidae	<i>Physa sp</i>	1	19	13	8	5	2	48
Planorbidae	<i>Biomphalaria sp</i>	0	20	4	31	15	4	74
	<i>Drepanotrema sp</i>	0	47	8	9	10	7	81
	<i>Helisoma sp.</i>	0	3	0	8	1	1	13
Ampullariidae	<i>Pomacea sp</i>	0	5	0	1	0	1	7
Dytiscidae	<i>Dytiscius sp</i>	0	0	0	2	0	0	2
	<i>Hydrovatus sp</i>	0	1	0	0	1	3	5
Scraptiidae	<i>Tolmetes sp</i>	0	0	1	0	0	0	1
Elmidae	<i>Neocylloepus sp</i>	0	0	0	1	0	0	1
	<i>Heterelmis sp</i>	1	0	0	1	1	0	3
	<i>Noelmis sp.</i>	0	1	0	0	0	0	1
Hydraenidae	<i>Hydraena sp</i>	0	0	0	1	0	0	1
Chrysomelidae	<i>Bruchia sp</i>	0	0	0	1	0	0	1
Staphylinidae	<i>Scaphium sp</i>	0	0	0	0	2	0	2
Hydrophilidae	<i>Derallus sp.</i>	0	0	6	0	0	0	6
	<i>Hydrochus sp.</i>	0	0	1	0	0	0	1
Staphylinidae	<i>Codonfomyia sp</i>	0	0	0	1	0	0	1
Ephydriidae	<i>Ephydriidae sp</i>	0	0	0	1	0	0	1
Culicidae	<i>Aedes sp</i>	0	0	0	7	1	1	9
Chironomidae	<i>Tanypodinae sp</i>	4	0	4	61	1	8	78
	<i>Chironomus sp</i>	0	0	0	12	0	0	12
	<i>Ablabesmyia sp</i>	0	0	0	2	0	0	2
Ceratopogonidae	<i>Bizza sp</i>	0	1	0	3	0	0	4
Belostomatidae	<i>Belostoma sp</i>	0	1	1	1	0	1	4
Pleidae	<i>Neoplea sp</i>	0	1	0	0	0	1	2
Nepidae	<i>Ranatra sp.</i>	0	0	1	0	0	0	1
Veliidae	<i>Rhagovelia sp.</i>	0	0	2	0	0	0	2
Pyralidae	<i>Pyralidae sp.</i>	0	0	1	0	0	0	1
Leptoceridae	<i>Nectophyche sp</i>	0	0	0	1	5	2	8

	<i>Oecetis sp</i>	0	0	0	0	0	1	1
Leptophlebiidae	<i>Leptophlebia sp</i>	0	0	0	4	6	4	14
Leptohyphidae	<i>Leptohyphes sp</i>	0	0	0	1	3	1	5
	<i>Vacupernius sp</i>	0	0	0	1	1	0	2
Caenidae	<i>Caenis sp</i>	1	10	3	123	93	45	275
Ephemerelloidae	<i>Ephemerella sp</i>	0	0	0	0	0	1	1
Gomphidae	<i>phanogomphus sp</i>	0	0	0	1	0	0	1
	<i>ND</i>	0	0	1	0	0	0	1
Coenagrionidae	<i>Acanthagrion sp</i>	1	7	2	6	4	3	23
	<i>Argia sp</i>	0	2	2	3	7	1	15
Libellulidae	<i>Planiplax sp</i>	0	0	0	5	7	0	12
	<i>Celithemis sp.</i>	2	0	0	0	0	0	2
	<i>Brachymesia sp</i>	0	0	0	2	0	2	4
	<i>Brechmorhoga sp</i>	0	5	1	1	0	0	7
Cordullidae	<i>Neurocordulia sp</i>	1	2	0	2	4	5	14
Macromidae	<i>Macromia sp</i>	0	0	0	0	1	3	4
Caloterygidae	<i>Hetaerina sp</i>	0	0	0	0	1	1	2
Trichodactylidae	<i>Valdivia sp</i>	0	0	0	0	1	1	2
	<i>Trichodactylus sp</i>	0	2	1	0	0	0	3
Cyprididae	<i>Chlamydotheca sp</i>	0	0	0	1	0	2	3
Total		12	132	55	345	173	130	820

Anexo 3. Taxonomía de macroinvertebrados muestreados

Clase	Orden	Familia	Género	
Arachnida	Trombidiformes	Hydrachnidae	<i>Hydrachna sp</i> <i>Arrenuridae sp</i>	
Bivalvia	Araneae	Pisauridae	<i>Thaumasia sp</i>	
	Sphaeriida	Sphaeriidae	<i>Eupera sp</i>	
Clitellata	Oligochaeta	Lumbriculidae	<i>Lumbriculus sp</i>	
		Tubificidae	<i>Tubifex sp</i>	
Gastropoda	Haplotaxida	Naididae	<i>Stylaria sp</i>	
		Naididae	<i>Naididae sp</i>	
	Littorinimorpha	Cochliopidae	<i>Heleobia sp</i> <i>Aropyrgus sp.</i>	
	Hygrophila	Ancylidae	<i>Ferrissia sp</i>	
	Basommatophora	Physidae	<i>Physa sp</i>	
		Planorbidae	<i>Biomphalaria sp</i> <i>Drepanotrema sp</i> <i>Helisoma sp.</i>	
Insecta	Architaenioglossa	Ampullariidae	<i>Pomacea sp</i>	
	Coleóptera	Dytiscidae	<i>Dytiscius sp</i> <i>Hydrovatus sp</i> <i>Tolmetes sp</i>	
		Scraptiidae	<i>Neocylloepus sp</i>	
		Elmidae	<i>Heterelmis sp</i> <i>Noelmis sp.</i>	
		Hydraenidae	<i>Hydraena sp</i>	
		Chrysomelidae	<i>Bruchia sp</i>	
		Staphylinidae	<i>Scaphium sp</i>	
		Hydrophilidae	<i>Derallus sp.</i> <i>Hydrochus sp.</i>	
		Díptera	Staphylinidae	<i>Codonfomyia sp</i>
			Ephydriidae	<i>Ephydriidae sp</i>
			Culicidae	<i>Aedes sp</i>
		Chironomidae	<i>Tanypodinae sp</i> <i>Chironomus sp</i> <i>Ablabesmyia sp</i>	
	Hemíptera	Ceratopogonidae	<i>Bizza sp</i>	
		Belostomatidae	<i>Belostoma sp</i>	
		Pleidae	<i>Neoplea sp</i>	
		Nepidae	<i>Ranatra sp.</i>	
	Lepidóptera	Veliidae	<i>Rhagovelia sp.</i>	
Pyralidae		<i>Pyralidae sp.</i>		
Trichoptera	Leptoceridae	<i>Nectophyche sp</i> <i>Oecetis sp</i>		
	Ephemeroptera	Leptophlebiidae	<i>Leptophlebia sp</i>	
	Leptohyphidae	<i>Leptohyphes sp</i>		

			<i>Vacupernius sp</i>
		Caenidae	<i>Caenis sp</i>
		Ephemerelloidae	<i>Ephemerella sp</i>
	Odonata	Gomphidae	<i>phanogomphus sp</i>
			ND
		Coenagrionidae	<i>Acanthagrion sp</i>
			<i>Argia sp</i>
		Libellulidae	<i>Planiplax sp</i>
			<i>Celithemis sp.</i>
			<i>Brachymesia sp</i>
			<i>Brechmorhoga sp</i>
		Cordullidae	<i>Neurocordulia sp</i>
		Macromidae	<i>Macromia sp</i>
		Caloterygidae	<i>Hetaerina sp</i>
	Decápoda	Trichodactylidae	<i>Valdivia sp</i>
			<i>Trichodactylus sp</i>
Ostracoda	Podocapida	Cyprididae	<i>Chlamydotheca sp</i>

Anexo 4. Fotografías – Macroinvertebrados observados



Phyllum: Arthropoda
Clase: Insecta
Orden: Ephemeroptera
Familia: Caenidae
Género: *Caenis* sp



Phyllum: Arthropoda
Clase: Insecta
Orden: Hemíptera
Familia: Belostomatidae
Género: *Belostoma* sp



Phyllum: Arthropoda
Clase: Insecta
Orden: Díptera
Familia: Chironomidae
Género: *Tanyptodinae* sp



Phyllum: Mollusca
Clase: Gastropoda
Orden: Basommatophora
Familia: Planorbidae
Género: *Biomphalaria* sp



Phyllum: Mollusca
Clase: Gastropoda
Orden: Pulmonata
Familia: Physidae
Género: *Physa* sp



Phyllum: Arthropoda
Clase: Insecta
Orden: Odonata
Familia: Coenagrionidae
Género: *Acanthagrion* sp



Phyllum: Annelida
Clase: Clitellata
Orden: Oligochaeta
Familia: Tubificidae
Género: *Tubifex* sp



Phyllum: Arthropoda
Clase: Insecta
Orden: Odonata
Familia: Libellulidae
Género: *Celithemis* sp



Phyllum: Arthropoda
Clase: Insecta
Orden: Trichoptera
Familia: Leptoceridae
Género: *Nectophyche* sp

Anexo 5. Fotografías- del área de estudio.



Anexo 6. Fotografías- análisis de laboratorio.

