

REVISTA CIENTÍFICA

CIENCIAS NATURALES Y AMBIENTALES

ISSN: 2773-7772/ Volumen 20 (1) Junio 2026



ÁREA CIENCIAS DE LA VIDA

Facultad de Ciencias Naturales
Universidad de Guayaquil

Responsable Editora

Dra. Carmita Bonifaz de Elao, MSc. (Universidad de Guayaquil,Ecuador).

Comité Ejecutivo

PhD. Francisco Morán Peña, Universidad de Guayaquil, Ecuador
Rector de la Universidad de Guayaquil
PhD. Sofía Lovato Torres, Universidad de Guayaquil, Ecuador
Vicerrectora Académica de la Universidad de Guayaquil
PhD Amalin Ladayse Mayorga, Universidad de Guayaquil, Ecuador
Decana de Investigación, Postgrado e Internacionalización de la Universidad de Guayaquil
PhD. Alfonso Guijarro, Universidad de Guayaquil, Ecuador
Editor General de Revistas de la Universidad de Guayaquil
MSc. Jenny Rosero Lozano, Universidad de Guayaquil, Ecuador
Decana Facultad de Ciencias Naturales
MSc. César Oswaldo Fuentes Campuzano, Universidad de Guayaquil, Ecuador
Subdecano Facultad de Ciencias Naturales

Consejo Editorial

MSc. Xavier Cornejo Sotomayor (Universidad de Guayaquil, Ecuador)
PhD. Beatriz Pernía Santos (Universidad de Guayaquil, Ecuador)
MSc. José Guillermo López Funes (Universidad de Guayaquil, Ecuador)
Ph.D. Priscila Valverde Armas (Escuela Superior Politécnica del Litoral, Ecuador)
Ph.D. Ever Morales Avendaño (Universidad Técnica de Manabí)
Ph.D Javier Oswaldo Soto Valenzuela (Universidad Estatal Peninsula de Santa Elena, Ecuador)

Comité Científico Internacional

PhD. Claes Persson, (Departamento de Biología y el Medio Ambiente, University of Gothenburg, Suecia)
PhD. Eulogio Chacón Moreno (Universidad de Mérida, Venezuela, Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas -ICAE)
PhD. Jaime R. Cantera-Kintz (Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Naturales y Exactas, Universidad del Valle, Cali, Colombia)
PhD. Bertil Stahl, (Departamento de Biología, Gotland University, Suecia)
PhD. María Eugenia Rondón (Universidad de Mérida, Venezuela, Instituto de Química)

Traducción

MSc. Xavier Cornejo Sotomayor (Universidad de Guayaquil, Ecuador)

Coordinación Editorial

Jessy Santana Pincay

Impresión y acabados

Imprenta de la Universidad de Guayaquil

Restauración de heras comunitarias para la producción hortícola, reciclaje orgánico y gestión integrada de suelo y agua

Restoration of community plots for horticultural production, organic recycling and integrated soil and water management

Betsy Beatriz Barre Párraga¹, Marvin Rene Zambrano Lara¹, Ever Dario Morales Avendaño²

¹Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel Félix López- ESPAM MFL

²Universidad Laica Eloy Alfaro de Manabí. Carrera de Ingeniería Agropecuaria, Manta, Ecuador

Recibido febrero 2026, aceptado mayo 2026, en línea 18 junio 2026.

Resumen

La investigación tuvo como objetivo evaluar la restauración de Heras comunitarias mediante el uso de sustratos orgánicos para mejorar la producción hortícola y la calidad del suelo en la comunidad de Sarampión, Manabí, Ecuador. Se empleó un enfoque mixto, mediante el establecimiento de cinco unidades experimentales con diferentes combinaciones de tierra de monte, hojarasca y bovinaza. Se analizaron las propiedades del suelo, el desarrollo de los cultivos y la producción. Los resultados evidenciaron que los tratamientos con Tierra de monte + bovinaza presentaron mayor disponibilidad de nutrientes y mayor producción de frutos, destacándose el cultivo de pimienta. Por su parte, los sustratos con hojarasca favorecieron el desarrollo foliar en cebollín y cilantro. En general, la incorporación de materia orgánica mejoró las condiciones edáficas y el rendimiento de los cultivos. Se concluyó que las Heras comunitarias constituyen una estrategia viable para restaurar la producción hortícola, la sostenibilidad en sistemas agrícolas de pequeña escala, considerando el reciclaje orgánico y la gestión integrada de suelos y aguas.

Palabras clave: agroecología, fertilidad del suelo, producción hortícola, materia orgánica, sostenibilidad.

Abstract

The objective of the research was to evaluate the restoration of community Heras through the use of organic substrates to improve horticultural production and soil quality in the community of Sarampión, Manabí, Ecuador. A mixed approach was used, by establishing five experimental units with different combinations of forest land, leaf litter and cattle manure. The properties of the soil, the development of crops and production were analyzed. The results showed that the treatments with Mountain soil + cattle manure presented greater availability of nutrients and greater fruit production, highlighting the cultivation of pepper. For its part, substrates with leaf litter favored foliar development in chives and cilantro. In general, the incorporation of organic matter improved soil conditions and crop yields. It was concluded that community gardens constitute a viable strategy to restore horticultural production, sustainability in small-scale agricultural systems, considering organic recycling and integrated soil and water management.

Keywords: agroecology, soil fertility, horticultural production, organic matter, sustainability.

Introducción

La creciente demanda de alimentos saludables y producidos de manera sostenible evidenció la necesidad de promover modelos agrícolas más resilientes y compatibles con la conservación ambiental. En las últimas décadas se ha señalado que los sistemas agrícolas intensivos han contribuido a la degradación

del suelo, la reducción de la biodiversidad y el uso ineficiente de los recursos hídricos, lo que compromete la estabilidad de los sistemas productivos a largo plazo (Lal et al., 2021). Frente a este escenario, diversos enfoques contemporáneos resaltaron la importancia de recuperar prácticas agroecológicas y sistemas productivos locales que fortalezcan la seguridad alimentaria y la sostenibilidad de los territorios rurales (Altieri & Nicholls, 2020).

* Correspondencia del autor:

E-mail: betsy.barre.0220@espm.edu.ec.



Esta obra está bajo una licencia de creative commons: atribución-NoComercial-SinDerivadas 4.0. Los autores mantienen los derechos sobre los artículos y por tanto son libres de compartir, copiar, distribuir, ejecutar y comunicar públicamente la obra.

En América Latina, y particularmente en Ecuador, estas problemáticas tienen un impacto significativo en las zonas rurales, donde la agricultura continúa siendo una actividad esencial para el sustento económico y la alimentación de muchas familias. Informes recientes sobre desarrollo agrícola sostenible indican que la expansión urbana, el cambio en el uso del suelo y la limitada planificación territorial han contribuido a la reducción de áreas destinadas a la producción agrícola comunitaria (FAO, 2022). En la provincia de Manabí esta situación se refleja en procesos de erosión del suelo, disminución de la disponibilidad de agua y pérdida gradual de la fertilidad del suelo, factores que inciden directamente en la productividad agrícola y en la seguridad alimentaria de las comunidades rurales (Zhang et al., 2023).

De igual manera, el uso intensivo de fertilizantes químicos y pesticidas generó preocupaciones relacionadas con la salud ambiental y humana. Investigaciones recientes señalaron que la dependencia excesiva de agroquímicos afectó la calidad del suelo, alteró la biodiversidad microbiana y generó riesgos para los ecosistemas agrícolas (Zhao et al., 2022). En contextos rurales con recursos limitados, esta situación también reforzó dinámicas de dependencia tecnológica y dificultades económicas para los pequeños productores.

Ante estos desafíos, la restauración de huertos y espacios agrícolas comunitarios ha surgido como una alternativa que contribuye a fortalecer la producción de alimentos a escala local. Diversos estudios han demostrado que los huertos comunitarios, combinados con prácticas de reciclaje orgánico y manejo agroecológico del suelo, pueden mejorar la fertilidad del suelo, optimizar el uso del agua y fortalecer la participación comunitaria en los procesos productivos (Weidner et al., 2021). En este sentido, el aprovechamiento de residuos orgánicos mediante procesos de compostaje representa una estrategia efectiva para incrementar la materia orgánica del suelo y reducir la generación de residuos urbanos (Luz & Vázquez, 2021).

Asimismo, el uso de técnicas de manejo eficiente del agua, como sistemas de riego localizado y estrategias de captación de agua de lluvia, ha sido identificado como un componente clave para mejorar la sostenibilidad de los sistemas agrícolas en regiones donde las precipitaciones presentan variabilidad estacional (FAO, 2022). Cuando estas estrategias se combinan con procesos participativos y con el rescate de conocimientos agrícolas tradicionales, es posible fortalecer la autonomía productiva de las comunidades y promover modelos de producción más sostenibles (Altieri & Nicholls, 2020).

Además, investigaciones recientes destacan que la producción hortícola en espacios comunitarios puede generar beneficios adicionales para las comunidades, tales como una mejor disponibilidad

de alimentos frescos, mejoras en la calidad de la dieta y un fortalecimiento de la cohesión social entre los participantes (Kingsley et al., 2021). Desde esta perspectiva, la recuperación de sistemas agrícolas comunitarios no solo tiene implicaciones productivas, sino también sociales y ambientales.

En este contexto, la presente investigación se desarrolla desde un enfoque metodológico mixto, que integra herramientas cuantitativas y cualitativas con el propósito de comprender de manera integral los efectos de la restauración de Heras comunitarias en la producción hortícola, el manejo de residuos orgánicos y la gestión sostenible del suelo y el agua en la comunidad de Sarampión.

Este enfoque permite abordar la problemática considerando tanto los aspectos productivos como los factores sociales y culturales que influyen en el funcionamiento de los sistemas agrícolas locales.

En respuesta a esta realidad, el objetivo del estudio fue reactivar el uso de Heras comunitarias en la comunidad de San Miguel de Sarampión, cantón Bolívar, provincia de Manabí, Ecuador, mediante la implementación de un modelo de producción hortícola basado en el reciclaje de residuos orgánicos, mediante la colecta previa de tierra de monte (hojas descompuestas en su totalidad) y hojarasca (hojas en proceso de biodegradación) y estiércol de ganado o Bovinaza (deshidratada), para la mejora de la fertilidad del suelo y el manejo sostenible del agua. De esta manera, se busca restaurar las unidades de producción hortícola de la comunidad de San Miguel de Sarampión, reconociendo la trayectoria histórica de sus familias montubias en el manejo de Heras comunitarias como una práctica arraigada de importancia ambiental y cultural, y fortalecer su vigencia como estrategia contemporánea para enfrentar los desafíos relacionados con la seguridad alimentaria y la degradación ambiental.

Materiales y Métodos

Ubicación de la Investigación

La presente investigación se desarrolló en la comunidad San Miguel de Sarampión, parroquia Quiroga, cantón Bolívar, provincia de Manabí, Ecuador (Fig. 1). Esta zona se caracteriza por presentar sistemas de producción agrícola familiar y prácticas tradicionales vinculadas a la agricultura campesina. El área de estudio comprendió cinco unidades productivas familiares seleccionadas con base en la participación voluntaria de los habitantes de la comunidad. En cada una de estas fincas ya se habían elaborados Heras, procedentes de las actividades de Vinculación de la carrera de Ingeniería Ambiental de la ESPAM MFL en 2024-2025 en conjunto con las familias en sus hogares.

En cada una de estas fincas se estableció una unidad experimental denominada Hera, las cuales fueron identificadas y georreferenciadas en el mapa del área de estudio.

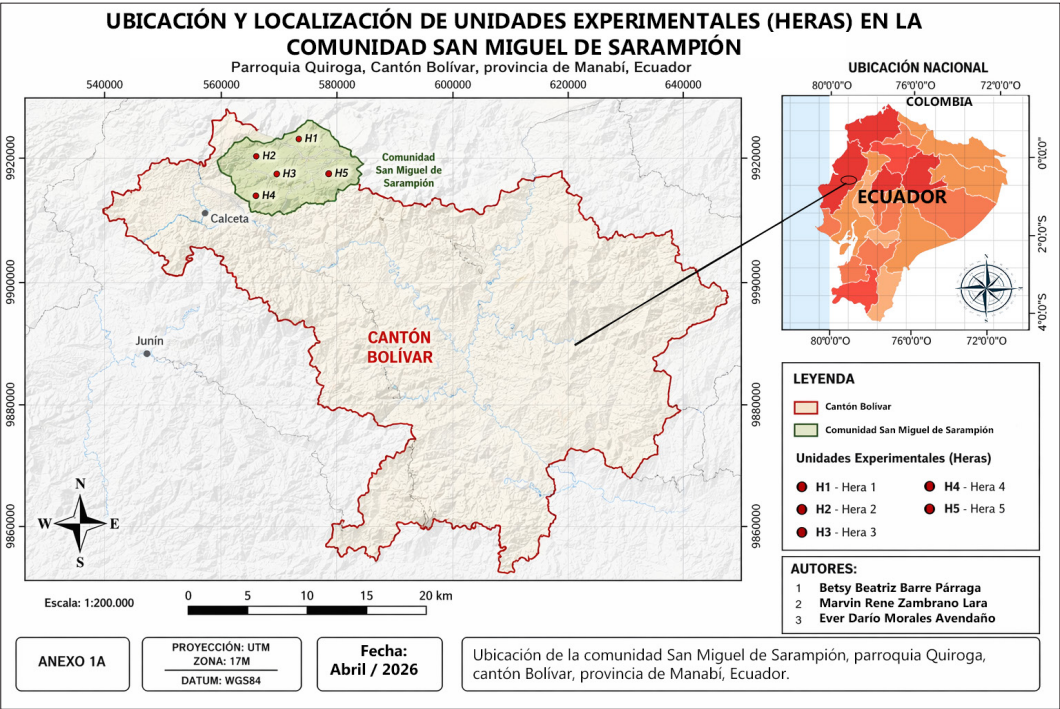


Figura 1. Ubicación geográfica de la comunidad San Miguel de Sarampión, parroquia Quiroga, Cantón Bolívar, provincia de Manabí, Ecuador. Y localización de las unidades experimentales (Heras) identificadas como H1, H2, H3, H4, H5.

Las Heras fueron codificadas como H1, H2, H3, H4 y H5, con el propósito de facilitar su identificación y el seguimiento de las actividades experimentales. La inclusión de estos puntos referenciales en el mapa permite visualizar la distribución espacial de las unidades experimentales dentro de la comunidad.

El área de estudio incluyó la selección de acuerdo con la participación de las familias y en la siguiente ubicación en el mapa de la Comunidad de Sarampión (Figura. 1).

El establecimiento de las unidades experimentales (Heras) en predios familiares responde al objetivo de integrar la investigación con la práctica comunitaria, permitiendo a los participantes involucrarse activamente en el monitoreo de cultivos, el mantenimiento de las parcelas y la evaluación de los resultados. Esta estrategia también facilitó la apropiación de conocimientos, al desarrollar el proceso en un entorno cotidiano y familiar para las personas involucradas. Es de indicar que los participantes contribuyeron en todas las actividades hasta en la cosecha de las hortalizas.

FASE 1: Se reactivó las unidades de producción hortícola sustentable mediante el reciclaje orgánico. Actividad 1. Se realizó un diagnóstico participativo y Diseño de las Heras Comunitarias.

Se inició con un diagnóstico participativo de la comunidad y sus recursos disponibles, priorizando el diálogo con los actores locales para identificar

conocimientos, prácticas y espacios adecuados para el establecimiento de Heras. A partir de este proceso se diseñó, junto a las familias involucradas. En la regeneración de las camas, se implementó un sistema comunitario de reciclaje orgánico a base de bambú, aprovechando residuos domiciliarios y agrícolas como insumos para la preparación de sustratos y abonos naturales.

FASE 2: Se evaluó el impacto socioambiental y sustitución progresiva de agroquímicos.

Se realizó un seguimiento de los indicadores fisicoquímicos y biológicos del suelo en las Heras, con énfasis en la mejora de su fertilidad, estructura, retención de humedad y contenido de materia orgánica. Asimismo, se evaluó la calidad del agua destinada al riego, con el fin de garantizar su idoneidad y prevenir fuentes de contaminación.

Actividad 2. Se realizó un análisis cuantitativo de los nutrientes

Con el propósito de determinar la influencia de los sustratos orgánicos sobre la fertilidad del suelo y el desarrollo de los cultivos hortícolas, se efectuó un análisis cuantitativo de los principales nutrientes presentes en las Heras experimentales seleccionadas. Para los análisis de nutrientes, solo fueron seleccionadas al azar las Heras: H1 (Tierra de Monte 60% + Hojarasca 40%), H2 (Tierra de Monte 60% + Bovinaza 40%) y H4 (Tierra de Monte 60% + Hojarasca y Tierra de Cacao 40%). Las Heras H3 y H5, si bien forman parte del experimento como unidades productivas diferenciadas, no fueron incluidas en los análisis de laboratorio dada su selección aleatoria,

obtenidas a una profundidad aproximada de 0-20 cm, siguiendo un muestreo a azar simple en diferentes puntos de cada unidad de cultivo.

Las muestras fueron homogenizadas, etiquetadas y enviadas a laboratorio para la determinación de variables fisicoquímicas y nutricionales. Se cuantificaron los macronutrientes primarios: nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K), así como los nutrientes secundarios calcio (Ca) y magnesio (Mg), además del porcentaje de materia orgánica y pH del suelo.

El análisis cuantitativo se realizó mediante estadística descriptiva, considerando valores absolutos, promedios e intervalos entre tratamientos.

A diferencia de la hojarasca, que corresponde a residuos vegetales secos depositados sobre la superficie del suelo, la hojarasca de cacao proviene específicamente del cultivo de cacao y participa en el reciclaje de nutrientes del sistema agroforestal. Por su parte, la bovinaza es un abono orgánico de origen animal, derivado del estiércol bovino, utilizado para mejorar la fertilidad y el contenido de materia orgánica del suelo.

Esta actividad permitió establecer la relación entre la composición nutricional del suelo y la respuesta productiva de las hortalizas, particularmente en variables como desarrollo vegetativo, permanencia del cultivo y producción de hojas o frutos.

Resultados

Características fisicoquímicas del suelo en las Heras
Los análisis fisicoquímicos del suelo realizados en las unidades experimentales permitieron identificar diferencias en las propiedades edáficas asociadas a los sustratos utilizados en cada Hera. En términos generales, los suelos presentaron condiciones ácidas, con valores de pH entre 4,9 y 5,6, lo cual es característico de suelos tropicales sometidos a alta precipitación y lixiviación de bases (FAO, 2022). Sin embargo, se ha reconocido algunas hortalizas, prefieren un suelo ligeramente ácido, alrededor de un

pH de 6,5 (Hillock, 2022).

En la Hera 1, cuyo sustrato estuvo compuesto por una mezcla de tierra de monte y hojarasca, el contenido de materia orgánica alcanzó valores de 26,04 %, lo cual indicó una alta disponibilidad de compuestos orgánicos que favorecen la actividad microbiológica del suelo. Además, se observó una concentración adecuada de fósforo disponible (106,3 ppm) y niveles apropiados de potasio, (2,98meq/100 g) y magnesio (3,15meq/100g), elementos fundamentales para el crecimiento vegetal. Estos resultados se evidencian en el informe de análisis de suelos correspondiente a esta unidad experimental.

Por su parte, la Hera 3, establecida con tierra de monte y hojarasca de cacao, presentó un pH de 5,48; lo que corresponde a una condición de suelo ácido moderado. En este caso, el contenido de materia orgánica fue de 16,06 %, inferior al registrado en la Hera 1, aunque aún dentro de un rango favorable para la producción hortícola.

lo cual corresponde a una condición edáfica situada entre los tratamientos con mayor enriquecimiento orgánico (H1, H2 y H5) y aquellos con menor contenido de materia orgánica disponible.

Por tanto, los valores intermedios hacen referencia a una fertilidad moderada del suelo, caracterizada por una disponibilidad equilibrada de nutrientes y una menor acumulación de materia orgánica en comparación con los tratamientos más enriquecidos, lo que se traduce en condiciones favorables para el crecimiento de cultivos, pero con un potencial productivo menor en relación con las Heras que incorporaron mayores cantidades de materia orgánica (Tabla 1).

Desarrollo de los cultivos hortícolas
Según (Radulov, 2024) durante el periodo de evaluación se observó un crecimiento vegetal favorable, evidenciado por: buen desarrollo foliar, altura entre 45-90 cm, establecimiento uniforme de las especies hortícolas cultivadas, principalmente cebollín (*Allium fistulosum*), cilantro (*Coriandrum sativum*) y pimiento

Tabla 1. Comparación fisicoquímica de los sustratos en las Heras experimentales

Hera	Tipo de sustrato	pH	Materia orgánica (%)	Fósforo (ppm)	Calcio	Magnesio
H1	Tierra de monte y hojarasca= 60%- 40%	4,91	26,04	106,3	35	3,15
H2	Tierra de monte (60%) + Bovinaza (40%)	5,58	28,10	8,81	3,04	25
H4	Tierra de monte (60%) + Hojarasca y tierra de Cacao (40%)	5,47	28,10	106,3	3,15	35

Tabla 2. Comparación general de las Heras (sustrato, nutrientes y productividad)

Hera	Tipo de sustrato	pH	Materia orgánica (%)	Nutrientes predominantes	Hortalizas	Tipo de producción
H1	Tierra de monte + hojarasca	4.91	26.04	Alto: P, K, Mg	Cebollín, cilantro	Hojas/ bulbosa
H2	Tierra de monte + bovinaza	5.58	28.10	Alto: N, P, K	Pimiento, cebollín	Frutos/ bulbosa
H4	Tierra de monte + hojarasca cacao	5.47	28,10	Alto: P, Mn, Mg	Cebollín, cilantro	Hojas/ bulbosa

(Capsicum annuum).

En la Hera 1, el cebollín presentó un crecimiento uniforme y una buena adaptación al sustrato utilizado. Las plantas mostraron un follaje vigoroso y un adecuado establecimiento durante todo el periodo de estudio. El cilantro también evidenció un crecimiento favorable, aunque con menor permanencia en el ciclo productivo debido a su naturaleza de cultivo de ciclo corto.

En la Hera 2, donde el sustrato incluyó bovinaza, el pimiento mostró un desarrollo vegetativo más pronunciado en comparación con otras unidades experimentales. Este comportamiento puede estar asociado a la mayor disponibilidad de nutrientes derivados de la materia orgánica incorporada al suelo; lo cual favorece el crecimiento inicial de las plantas (Zhao et al., 2022).

La hortaliza presentó un crecimiento caracterizado por una uniformidad en el desarrollo foliar, altura de las plantas y robustez estructural. Esta respuesta permitió mantener una permanencia estable a lo largo del periodo de investigación, evidenciando una buena adaptación de los cultivos a las condiciones del sustrato y un comportamiento agronómico constante; sin embargo, en algunas parcelas se observaron ligeras variaciones en el vigor de las plantas. Finalmente, en la Hera 5, el pimiento mostró un desarrollo favorable asociado a la presencia de bovinaza en el sustrato. Este tratamiento favoreció el crecimiento vegetativo y la producción de biomasa en comparación con las unidades experimentales que no incluyeron estiércol bovino (H1 y H4).

Producción y cosecha de las hortalizas

En términos de producción, las Heras a las que incorporaron materia orgánica de origen animal (H2 y H5) presentaron mayores niveles de desarrollo, reflejados en variables como altura de la planta, número de frutos y producción total. En particular, el cultivo de pimiento en la Hera 5 alcanzó una altura promedio de 76 ± 2,5 cm y una producción de 80 frutos de pimiento distribuidos en 15 plantas; mientras que en la Hera 2 se registraron alturas entre 60 y 75 cm, con una producción de 25 frutos de pimiento

obtenidos en 7 plantas productivas.

En la Hera 3, los cultivos mostraron una respuesta intermedia en términos de crecimiento. El cilantro presentó una buena germinación y desarrollo inicial, mientras que el pimiento mostró un crecimiento moderado, posiblemente asociado a las características químicas del suelo y al contenido de materia orgánica disponible.

Comparación general de las Heras

La comparación entre tratamientos evidenció que los sustratos con mayor contenido de nutrientes, especialmente aquellos enriquecidos con materia orgánica animal, favorecieron la producción de frutos, mientras que los sistemas basados en hojarasca promovieron el desarrollo foliar. En conjunto, se identificó una relación directa entre suelo, nutrientes y productividad, confirmando que el manejo del sustrato constituye un factor determinante en el desempeño agronómico de los cultivos. Salud vegetal y permanencia de los cultivos Durante el desarrollo del experimento se observó un buen estado fitosanitario general en las plantas. No se registraron ataques severos de plagas o enfermedades que afectaran significativamente el desarrollo de los cultivos.

La duración de los cultivos varió entre tratamientos, registrándose un periodo de permanencia de 124 días desde la siembra hasta la finalización del ciclo productivo. A partir de los resultados sobre el contenido de macronutrientes NH₄, P, S, (Figura 2); se obtuvieron los mayores valores en cuanto al NH₄ con 44,49 ppm en la combinación Tierra de Monte 60% + Bovinaza 40%, seguido de 38,04 ppm en Tierra de Monte 60% + Hojarasca 40%, mientras que la combinación Tierra de Monte 60% + Hojarasca y Tierra de Cacao 40% registró el valor más bajo con 17,41 ppm. En cuanto al azufre (S), el valor más alto fue de 77,26 ppm correspondiente también a la combinación Tierra de Monte 60% + Bovinaza 40%, y para el fósforo (P), el mayor contenido se reportó en Tierra de Monte 60% + Hojarasca 40% con 106,3 ppm, siendo este el valor más destacado entre todos los macronutrientes evaluados.

En cuanto al contenido de micronutrientes, se

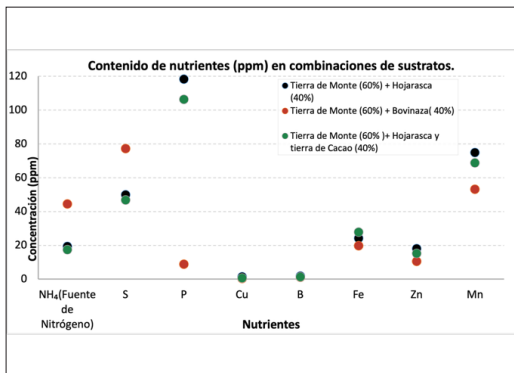


Figura 2. Contenido de nutrientes en combinaciones de sustrato.

reportaron niveles bajos de cobre (Cu) y boro (B) en las tres combinaciones, con valores que oscilaron entre 0,3 y 0,6 ppm para Cu y entre 1,04 y 1,35 ppm para B, lo que indica una disponibilidad limitada pero relativamente homogénea entre sustratos. Para el zinc (Zn), los valores registrados fueron 17,8 ppm en Tierra de Monte 60% + Hojarasca 40%, 15,2 ppm en Tierra de Monte 60% + Hojarasca y Tierra de Cacao 40% y 10,5 ppm en Tierra de Monte 60% + Bovinaza 40%, evidenciando una tendencia decreciente. El manganeso (Mn) presentó los valores más altos dentro de los micronutrientes, con 74,8; 68,8 y 53,2 ppm, La prueba de comparaciones múltiples de Tukey HSD ($\alpha = 0.05$) revela que los tres grupos difieren significativamente entre sí: H1 (74.200) > H2 (68.633) > H4 (53.200). La diferencia más grande se observa entre H1 y H4 (21.000 unidades), seguida de H2 vs H4 (15.433) y H1 vs H2 (5.567). Todos los pares presentan $p < 0.05$ con la corrección de Tukey. Respectivamente en el mismo orden de combinaciones, mostrando igualmente una disminución progresiva. En términos generales, el contenido de micronutrientes registrado en las tres combinaciones se considera adecuado.

Contenido de K, Mg y Ca (meq/100g) en combinaciones de sustratos

A continuación con la (Figura 3) se obtiene que en relación al contenido de potasio (K), calcio (Ca) y magnesio (Mg) en las combinaciones de sustratos evaluadas, se determinó que el potasio presentó valores similares en las combinaciones con hojarasca, registrando 2,98 meq/100g en Tierra de Monte 60% + Hojarasca 40% y 2,98 meq/100g en Tierra de Monte 60% + Hojarasca y Tierra de Cacao 40%, mientras que el valor más alto fue de 8,81 meq/100g en Tierra de Monte 60% + Bovinaza 40%, lo que puede atribuirse a la naturaleza de la bovinaza como fuente orgánica rica en potasio disponible.

En cuanto al magnesio (Mg), las combinaciones evaluadas presentaron los siguientes valores: 3,15 meq/100g en Tierra de Monte 60% + Hojarasca 40%, 35 meq/100g en Tierra de Monte 60% + Hojarasca y Tierra de Cacao 40%, y 25 meq/100g en Tierra de Monte 60% + Bovinaza 40%, evidenciando que la combinación con hojarasca de cacao presenta la mayor acumulación de

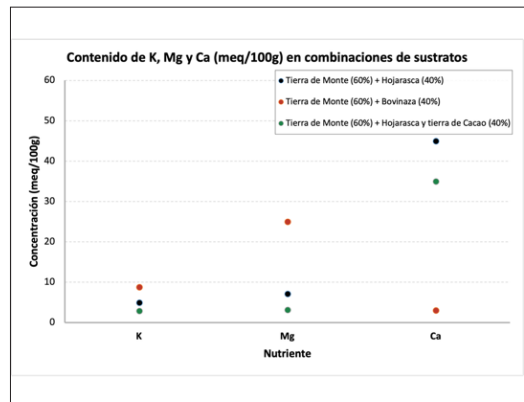


Figura 3. Contenido de K, Mg y Ca (meq/100g) en combinaciones de sustrato.

este nutriente, lo que puede estar relacionado con el aporte específico de la tierra de cacao y la hojarasca a la disponibilidad de magnesio en el sustrato.

Respecto al calcio (Ca), los valores registrados fueron 35 meq/100g en Tierra de Monte 60% + Hojarasca 40%, 3,15 meq/100g en Tierra de Monte 60% + Hojarasca y Tierra de Cacao 40%, y 3,04 meq/100g en Tierra de Monte 60% + Bovinaza 40%, evidenciando que la combinación con hojarasca presenta mayor disponibilidad de calcio en el sustrato, La prueba de Tukey HSD ($\alpha = 0.05$) revela que H1 (media = 34.8000) difiere significativamente de H2 (3.0400) y H4 (3.1233), mientras que H2 y H4 no presentan diferencia significativa entre sí ($p = 0.6737$). La agrupación por letras es: H1

(a), H2 (b), H4 (b). En términos generales, los niveles de K, Mg y Ca registrados en las tres combinaciones se consideran adecuados para garantizar un desarrollo óptimo de cultivos hortícolas, siendo la combinación Tierra de Monte 60% + Hojarasca 40% la que presentó los valores más altos de calcio.

Discusión

Los resultados obtenidos permiten confirmar el planteamiento inicial de la investigación, orientado a evaluar la efectividad de la restauración de Heras comunitarias mediante el uso de sustratos orgánicos en la producción hortícola y la mejora de la calidad del suelo. En este sentido, se evidencia que la incorporación de materia orgánica, especialmente a través de la combinación de tierra de monte con hojarasca o bovinaza, influyó directamente en el comportamiento productivo de las especies cultivadas.

Desde el punto de vista edáfico, los valores de pH registrados en las diferentes Heras (4,9-5,6) reflejan condiciones ácidas típicas de suelos tropicales. Sin embargo, los altos contenidos de materia orgánica observados en tratamientos como H1 y H2 contribuyeron a mejorar la disponibilidad de nutrientes y la actividad biológica del suelo, lo cual se tradujo en mejores condiciones para el desarrollo

de los cultivos. Este comportamiento coincide con lo reportado por Lal et al. (2021), quienes señalan que la materia orgánica cumplió un papel fundamental en la estabilidad estructural del suelo y en la disponibilidad de nutrientes en sistemas agrícolas sostenibles.

En relación con la comparación entre tratamientos, las Heras que incorporaron bovinaza (H2 y H5) presentaron mayores concentraciones de nutrientes como nitrógeno y fósforo, lo cual se reflejó en un crecimiento vegetativo más intenso y en una mayor producción de frutos, particularmente en el cultivo de pimiento. Los datos de campo muestran que la Hera 5 alcanzó aproximadamente 80 frutos en 15 plantas, superando notablemente a otras unidades experimentales. Este resultado fue consistente con estudios recientes que destacan que los abonos orgánicos de origen animal incrementan significativamente la fertilidad del suelo y la productividad de cultivos hortícolas (Zhang et al., 2023).

Por otro lado, las Heras con sustratos basados en hojarasca (H1, H3 y H4) mostraron un desempeño más equilibrado, destacándose en la producción de biomasa foliar, especialmente en cultivos como cebollín y cilantro. En la Hera 1, por ejemplo, se registró un crecimiento uniforme, buena altura promedio (56 cm) y alta permanencia de las plantas, lo que sugiere que este tipo de sustrato favoreció el desarrollo vegetativo más que la producción de frutos. Este comportamiento puede explicarse por la liberación gradual de nutrientes proveniente de la descomposición de la materia orgánica, lo cual coincide con lo planteado por Zhao et al. (2022) sobre el efecto de los residuos orgánicos en la mejora progresiva de la fertilidad del suelo.

En términos de desarrollo de cultivos, se observó que el cebollín presentó una alta capacidad de adaptación a los diferentes tipos de sustrato, manteniendo un crecimiento constante en todas las Heras. Este resultado refuerza lo señalado por Santos et al. (2022), quienes indican que esta especie posee tolerancia a variaciones en la fertilidad del suelo y responde favorablemente a sistemas de fertilización orgánica. Por su parte, el cilantro mostró ciclos más cortos y menor permanencia, lo cual es coherente con su comportamiento agronómico como cultivo de rápido desarrollo.

El cultivo de pimiento fue el que presentó mayor respuesta a las condiciones de fertilidad del suelo, especialmente en las Heras con mayor contenido de materia orgánica disponible. En H2 y H5 se observó mayores alturas (hasta 75-76 cm), mayor número de frutos y mejor vigor vegetal, lo que evidenció una relación directa entre disponibilidad de nutrientes y rendimiento productivo. Este comportamiento fue ampliamente documentado en sistemas hortícolas donde el uso de enmiendas orgánicas mejora el crecimiento y la productividad de cultivos exigentes en nutrientes (Zhang et al., 2023).

En cuanto a la salud vegetal, el buen estado fitosanitario observado en todas las Heras sugiere que el manejo agroecológico aplicado contribuyó a generar condiciones más equilibradas en el sistema productivo. La ausencia de plagas severas y la adecuada permanencia de los cultivos indicó que la diversificación de especies y el uso de materia orgánica pudo fortalecer la resiliencia de los agroecosistemas, tal como lo señalan Altieri y Nicholls (2020).

Macronutrientes (NH₄, P, S)

El mayor valor de nitrógeno amoniacal (NH₄) registrado en la combinación Tierra de Monte 60% + Bovinaza 40% (44,49 ppm) se atribuye al aporte de la bovinaza como insumo orgánico rico en formas amoniacales de nitrógeno; el estiércol animal es reconocido como fuente valiosa de nitrógeno, fósforo y potasio, y su incorporación en sustratos mejora significativamente la calidad nutricional del medio de cultivo (Cavalli et al., 2016). El alto contenido de fósforo en la combinación Tierra de Monte 60% + Hojarasca 40% (106,3 ppm) se explica por el aporte de la hojarasca, ya que esta constituye la principal vía de transferencia de materia orgánica y nutrientes hacia la superficie del suelo, siendo una fuente clave de mineralización natural de elementos como el fósforo (López-Hernández et al., 2013). El azufre más elevado en Tierra de Monte 60% + Bovinaza 40% (77,26 ppm) es coherente con la composición del estiércol bovino, cuyos nutrientes en formas orgánicas se transforman gradualmente en formas inorgánicas disponibles para las plantas, liberando compuestos azufrados en el proceso (Dadrassia et al., 2021).

Micronutrientes (Cu, B, Zn, Mn)

Los bajos niveles de Cu (0,3-0,6 ppm) y B (1,04-1,35 ppm) registrados en las tres combinaciones son un comportamiento esperado en sustratos orgánicos, ya que los micronutrientes metálicos presentan solubilidad mínima a pH básico o alcalino, condición frecuente en este tipo de mezclas (Abreu, 2021). Aun así, estas concentraciones no representan riesgo de deficiencia severa para hortalizas. Los valores de Zn y Mn más altos en la combinación Tierra de Monte 60% + Hojarasca 40% se asocian al aporte de este componente vegetal, dado que los micronutrientes catiónicos como Zn y Mn aumentan su biodisponibilidad en condiciones de menor pH; mientras que sustratos con mayor saturación cálcica pueden reducir su disponibilidad (Haroun et al., 2023). En conjunto, el contenido de micronutrientes registrado en las tres combinaciones de sustratos se considera adecuado para el desarrollo óptimo de cultivos hortícolas.

Contenido de K, Mg y Ca (meq/100g) en combinaciones de sustratos

El potasio (K) registró su valor más alto en la combinación Tierra de Monte 60% + Bovinaza 40% con 8,81 meq/100g, lo que se atribuye directamente al aporte de la bovinaza como fuente orgánica; la materia orgánica compostada y los abonos de origen animal son reconocidos como fuentes en las que el potasio se encuentra ampliamente disponible para las plantas,

de forma similar a las fuentes inorgánicas (Beltrán-Morales et al., 2019). Las otras dos combinaciones presentaron valores iguales entre sí (2,98 meq/100g), lo que indica que tanto la hojarasca como la tierra de cacao aportan este elemento de manera similar.

En cuanto al magnesio (Mg), los valores registrados entre los sustratos mostraron diferencias: 3,15 meq/100g en Tierra de Monte 60% + Hojarasca 40%, 35 meq/100g en Tierra de Monte 60% + Hojarasca y Tierra de Cacao 40%, y 25 meq/100g en Tierra de Monte 60% + Bovinaza 40%, lo que evidencia una variación notable entre combinaciones atribuible a la composición específica de cada sustrato. La absorción de magnesio por las plantas depende de múltiples factores como la textura, porosidad, pH y capacidad de intercambio catiónico del sustrato, así como de la concentración de otros elementos como calcio y potasio que pueden influir en su disponibilidad (Andrews et al., 2021).

El calcio (Ca) fue el nutriente con los valores más elevados en las combinaciones con hojarasca, siendo el mayor en Tierra de Monte 60% + Hojarasca 40% con 35 meq/100g. El calcio facilita la absorción y distribución de otros nutrientes esenciales en el interior de la planta, mejora la resiliencia ante estreses ambientales y contribuye a la calidad del producto cosechado, reduciendo desórdenes como la pudrición apical en cultivos hortícolas (Iñon Lezcano, 2025). Sin embargo, se debe considerar que niveles muy elevados de calcio pueden generar antagonismos con otros cationes. Un exceso de calcio puede reducir la absorción de magnesio y potasio, alterando el equilibrio catiónico del sustrato y afectando la nutrición general del cultivo (Wang et al., 2023).

En conjunto, los niveles de K, Mg y Ca registrados en las tres combinaciones se consideran adecuados para la producción de hortalizas, siendo la combinación Tierra de Monte 60% + Hojarasca 40% la que ofrece mayor disponibilidad de calcio (35 meq/100g) y la combinación con bovinaza la de mayor aporte de potasio (8,81 meq/100g).

Desde una perspectiva más amplia, los resultados obtenidos también permiten situar el estudio dentro del contexto de la agroecología aplicada a nivel comunitario. La implementación de Heras en predios familiares no solo mejoró la producción hortícola, sino que también promovió la participación de los agricultores en el manejo de sus cultivos y en el aprovechamiento de recursos locales. Este enfoque coincide con investigaciones recientes que destacan el papel de los huertos comunitarios en la mejora de la seguridad alimentaria y el fortalecimiento del tejido social en comunidades rurales (FAO, 2022; Weidner et al., 2021).

En conjunto, los resultados permiten afirmar que la restauración de Heras comunitarias, bajo un enfoque agroecológico basado en el reciclaje orgánico, constituye una estrategia viable para mejorar la fertilidad del suelo, incrementar la producción

hortícola y fortalecer la sostenibilidad de los sistemas agrícolas a pequeña escala. No obstante, se recomienda continuar con evaluaciones a largo plazo que permitan analizar la estabilidad de estos sistemas y su impacto en la productividad sostenida de los cultivos.

Conclusión

La restauración de Heras comunitarias bajo un enfoque agroecológico demostró ser una estrategia efectiva para mejorar la producción hortícola en sistemas agrícolas de pequeña escala en la comunidad de Sarampión. La incorporación de materia orgánica en los sustratos evaluados generó condiciones favorables de fertilidad y disponibilidad de nutrientes; lo que se reflejó directamente en el crecimiento y productividad de los cultivos.

Los tratamientos enriquecidos con bovinaza (H2) presentaron los mejores resultados productivos, destacándose especialmente en el cultivo de pimiento, especie que mostró mayor respuesta a la disponibilidad de nutrientes y mayor permanencia en el ciclo de producción. Por su parte, los sustratos basados en hojarasca favorecieron el desarrollo foliar en cultivos como cebollín y cilantro, siendo este último el de ciclo más corto y, por tanto, el más adecuado para cosechas rápidas dentro de sistemas diversificados. El cebollín, a su vez, evidenció alta adaptabilidad a distintas condiciones de suelo.

En términos sociales, la restauración de las Heras fortaleció la participación familiar en el proceso productivo, promovió el aprovechamiento de recursos locales y contribuyó a reactivar las prácticas agrícolas tradicionales, consolidándose como una herramienta concreta para la seguridad alimentaria y la sostenibilidad comunitaria.

Recomendaciones

Priorizar el uso de bovinaza en cultivos de alta demanda nutricional como el pimiento, y hojarasca en especies de producción foliar como cebollín y cilantro, combinando ambos sustratos con siembras escalonadas para optimizar el aprovechamiento continuo de las Heras.

Para futuras investigaciones, se sugiere ampliar el periodo de evaluación, incorporar mediciones de rendimiento por planta o por área.

Finalmente, se recomienda fortalecer el acompañamiento técnico a las familias y el monitoreo periódico de la fertilidad del suelo, como elementos clave para garantizar la sostenibilidad del sistema agroecológico implementado.

Referencias bibliográficas

Abreu, C. (2021). Micronutrientes en sustratos comerciales

- usados para producción de *Viola x wittrockiana*. https://www.academia.edu/24175965/Micronutrientes_en_sustratos_comerciales_usados_para_producci%C3%B3n_de_Viola_x_wittrockiana
- Altieri, M., & Nicholls, C. (2020). Agroecology and the reconstruction of a post-COVID-19 agriculture. *The Journal of Peasant Studies*, 47(5), 881-898.
- Andrews, E. M., Kassama, S., Smith, E. E., Brown, P. H., & Khalsa, S. D. S. (2021). A Review of Potassium-Rich Crop Residues Used as Organic Matter Amendments in Tree Crop Agroecosystems. *Agriculture*, 11(7), 580. <https://doi.org/10.3390/agriculture11070580>
- Ayala Ayala, N. M. (2020). How do farmers experience agroecology in rural communities of northern Ecuador? [Tesis de maestría, University of New Mexico]. Digital Repository UNM.
- Beltrán-Morales, F. A., Nieto-Garibay, A., Murillo-Chollet, J. S. A., Ruiz-Espinoza, F. H., Troyo-Díez, E., Alcalá-Jauregui, J. A., Murillo-Amador, B., Beltrán-Morales, F. A., Nieto-Garibay, A., Murillo-Chollet, J. S. A., Ruiz-Espinoza, F. H., Troyo-Díez, E., Alcalá-Jauregui, J. A., & Murillo-Amador, B. (2019). Contenido inorgánico de nitrógeno, fósforo y potasio de abonos de origen natural para su uso en agricultura orgánica. *Terra Latinoamericana*, 37(4), 371-378. <https://doi.org/10.28940/terra.v37i4.520>
- Catacora-Vargas, G. (2025). Building bridges in agroecological knowledge: Exploratory review of lessons learned from Latin American practice of agroecology relevant to strengthening food systems. IDRC. <https://idl-bnc-idrc.dspacedirect.org/bitstreams/bd7a81c7-d92e-429b-a178-b20cfe278c20/download>
- Cavalli, D., Cabassi, G., Borrelli, L., Geromel, G., Bechini, L., Degano, L., & Marino Gallina, P. (2016). Nitrogen fertilizer replacement value of undigested liquid cattle manure and digestates. *European Journal of Agronomy*, 73, 34-41. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.10.007>
- Dadrasnia, A., de Bona Muñoz, I., Yáñez, E. H., Lamkaddam, I. U., Mora, M., Ponsá, S., Ahmed, M., Argelaguet, L. L., Williams, P. M., & Oatley-Radcliffe, D. L. (2021). Sustainable nutrient recovery from animal manure: A review of current best practice technology and the potential for freeze concentration. *Journal of Cleaner Production*, 315, 128106. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128106>
- Espinales, H., Orrala, M., Burgos, B., & Nieto, C. (2025). Desafíos y oportunidades de la agroecología para el desarrollo socioeconómico rural en Ecuador: una revisión de los últimos cinco años. *Revista Social Fronteriza*. <https://revistasocialfronteriza.com>
- Espinoza Conde, H. F. (2023). Aprovechamiento de residuos orgánicos en huertos comunitarios en Manabí Chico [Tesis de grado, Universidad Agraria del Ecuador]. <https://cia.uagraría.edu.ec/Archivos/ESPINOZA%20CONDE%20HECTOR%20FABIO.pdf>
- Fajardo, C., Molina, C., & Díaz, E. (2025). El compostaje como estrategia pedagógica para el manejo adecuado de residuos orgánicos. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*. https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v9i2.17521
- FAO, FIDA, UNICEF, PMA, & OMS. (2025). El estado de la seguridad alimentaria y la nutrición en el mundo 2025: Abordar la alta inflación de los precios de los alimentos para la seguridad alimentaria y la nutrición. FAO. <https://doi.org/10.4060/cd6008es>
- FAO. (2021). In brief to the state of food security and nutrition in the world 2021: Transforming food systems for food security, improved nutrition and affordable healthy diets for all. <https://doi.org/10.4060/cb5409>
- FAO. (2022). Soil fertility management for sustainable agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- González, R., Barrientos, L., & Zúñiga, D. (2023). La agroecología: un camino para el cuidado del agua y la soberanía alimentaria. *Revista Agroecología*. <https://www.researchgate.net/publication/388039481>
- Haroun, M., Xie, S., Awadelkareem, W., Wang, J., & Qian, X. (2023). Influence of biofertilizer on heavy metal bioremediation and enzyme activities in the soil to revealing the potential for sustainable soil restoration. *Scientific Reports*, 13(1), 20684. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-44986-8>
- Hillock D. (2022). Mejorando la fertilidad del suelo del huerto. Servicio de Extensión Cooperativa de Oklahoma. HLA-6007-1-4.
- Iñon Lezzano, G. A. (2025). Evaluación de aplicaciones foliares de calcio como una estrategia para la prevención de la podredumbre apical en el cultivo de tomate industria (*Solanum lycopersicum* L.). <http://huru.unsj.edu.ar/handle/123456789/701>
- Kingsley, J., Foenander, E., & Bailey, A. (2021). "You feel like you're part of something bigger": Exploring motivations for community garden participation. *Urban Forestry & Urban Greening*, 58, 126938.
- Lal, R., Brevik, E., Dawson, L., Field, D., Glaser, B., Hartemink, A., & Singh, B. (2021). Managing soils for recovering from the COVID-19 pandemic. *Soil Systems*, 5(1), 1-15.
- López-Hernández, J. M., González-Rodríguez, H., Ramírez-Lozano, R. G., Cantú-Silva, I., Gómez-Meza, M. V., Pando-Moreno, M., & Estrada-Castillón, A. E. (2013). Producción de hojarasca y retorno potencial de nutrientes en tres sitios del estado de Nuevo León, México. *Polibotánica*, (35), 41-64.
- Luz, M., & Vázquez, N. (2021). Composting as a sustainable strategy for organic waste management in urban agriculture. *Waste Management*, 120, 302-310.
- Ministerio de Agricultura y Ganadería. (2021). Informe de gestión 2022. <https://www.agricultura.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2023/05/1.informede-rendicion-de-cuentas---udaf-planta-central.pdf>
- Pérez, S., & López, M. (2022). Huertos comunitarios y compostaje urbano: una experiencia de agricultura sostenible en Guayas. *Revista Interamericana de Ambiente y Sociedad*, 12(3), 45-60.
- Pretty, J., Benton, T., Bharucha, Z., Dicks, L., Flora, C., Godfray, H., & Wratten, S. (2020). Global assessment of agricultural system redesign for sustainable intensification. *Nature Sustainability*, 3, 106-116.
- Rivera, G., & Mancheno, F. (2023). Seguridad alimentaria y producción agrícola sostenible en Ecuador. *Revista Científica Zambos*. <https://revistaczambos.utelvtad.edu.ec/index.php/home/article/view/35>
- Santos, J., Pereira, M., Costa, R., & Silva, L. (2022). Growth and yield performance of green onion under different organic fertilization systems. *Agronomy*, 12(4), 915.
- Secretaría General Iberoamericana. (2023). Informe del Observatorio La Rábida sobre desarrollo sostenible y cambio climático para Iberoamérica. Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo. <https://www.segib.org/wp-content/uploads/Informe-Observatorio-La-Rabida-Digital-ES.pdf>
- Valarezo, A., & Ramírez, M. (2020). Metodologías participativas para la restauración agroecológica en comunidades rurales. *Revista Ciencia y Desarrollo Rural*, 8(2), 34-48.
- Wang, T., Chen, X., Ju, C., & Wang, C. (2023). Calcium signaling in plant mineral nutrition: From uptake to transport. *Plant Communications*, 4(6). <https://doi.org/10.1016/j.xplc.2023.100678>
- Weidner, T., Yang, A., & Hamm, M. (2021). Consolidating the current knowledge on urban agriculture in productive urban food systems. *Sustainability*, 13(2), 1-21.
- Zhang, Y., Li, H., Wang, Q., & Chen, X. (2023). Effects of organic manure application on soil fertility and vegetable yield: A global meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 857, 159693.

Zhao, X., Liu, S., Wang, Y., & Li, J. (2022). Organic amendments improve soil fertility and crop productivity in vegetable systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 328, 107849.

Calidad hidrogeológica y seguridad para el consumo humano de las aguas subterráneas en chimborazo

Hydrogeological quality and safety for human consumption of groundwater in Chimborazo

Nancy Rocío Castillo¹, César Borja Bernal² & Clelia Naranjo Freire¹

¹ Universidad de Guayaquil, Facultad de Ciencias Naturales, carrera Geología.

² Universidad de Guayaquil, Facultad de Ciencias Naturales, carrera Ingeniería Ambiental

Recibido febrero 2026, aceptado mayo 2026, en línea 18 junio 2026.

Resumen

Se evaluó la calidad de agua subterránea en Chimborazo (Ecuador) mediante 36 muestras de vertientes, pozos, tanques, casas y grifos. El 100 % de los puntos incumplió al menos un límite de potabilidad (OMS/ARCA). Todos los tipos de fuente presentaron coliformes fecales (promedio 15,8 NMP/100 mL; máx. 40 NMP/100 mL) y concentraciones $> 0,01 \text{ mg L}^{-1}$ de arsénico (0,013-0,016 mg L^{-1}) y plomo (0,035-0,089 mg L^{-1}). La turbiedad alcanzó 45 NTU (CV 327 %) en vertientes. ANOVA, Kruskal-Wallis y correlación de Pearson no detectaron diferencias significativas entre fuentes, lo que indica un sistema de acuíferos volcánicos fracturados interconectados y una contaminación regional extendida. La correlación Fe-Pb ($r = 0,55$) sugiere lixiviación desde depósitos piroclásticos; la correlación negativa coliformes-Pb ($r = -0,61$) refleja distintos caminos de transporte. La homogeneidad estadística constituye una alerta sanitaria: toda el agua subterránea requiere tratamiento antes del consumo humano y la protección urgente de zonas de recarga.

Palabras clave: agua subterránea, calidad, Chimborazo, arsénico, plomo, coliformes fecales, contaminación regional, acuíferos volcánicos, tratamiento de agua.

Abstract

Ground-water quality was assessed across Chimborazo Province (Ecuador) using 36 samples from springs, tanks, wells, households and public taps. Every source failed at least one WHO/ARCA drinking-water limit. All source types contained fecal coliforms (mean 15.8 MPN/100 mL; max 40 MPN/100 mL) and exceeded 0.01 mg L^{-1} for arsenic (0.013-0.016 mg L^{-1}) and lead (0.035-0.089 mg L^{-1}). Turbidity reached 45 NTU (CV 327 %) in springs. ANOVA, Kruskal-Wallis and Pearson correlation detected no significant differences among source types, indicating interconnected volcanic-fractured aquifers and region-wide contamination. Iron-lead correlation ($r = 0.55$) suggests leaching from pyroclastic deposits; negative coliform-lead correlation ($r = -0.61$) reflects contrasting transport pathways. The statistical “non-difference” is a health warning: all ground water requires treatment before human use and recharge areas need urgent protection.

Keywords: ground-water quality, Chimborazo, arsenic, lead, fecal coliforms, regional contamination, volcanic aquifers, water treatment.

Introducción

El agua subterránea representa el 97% del agua dulce líquida disponible en el planeta (UNESCO, 2022); y en Ecuador es la principal fuente de abastecimiento rural. Sin embargo, su calidad está amenazada por la ausencia de infraestructura sanitaria, sobreexplotación de acuíferos y contaminación difusa (ARCA, 2024).

En la provincia de Chimborazo, el 68% de la población rural depende de agua subterránea no regulada (INEC, 2023), sin monitoreo sistemático de parámetros físico-químicos ni microbiológicos.

Estudios previos en la región andina han detectado arsénico $>0.01 \text{ mg/L}$ en acuíferos volcánicos (Ortega et al., 2021) y coliformes fecales en vertientes protegidas (Sotomayor, 2016). No obstante, existen escasos estudios estadísticos que comparen la calidad del agua subterránea entre tipos de fuente (vertientes, tanques, pozos, casas, grifos) en Chimborazo.

Por consiguiente, ¿existe diferencia significativa en la calidad microbiológica y química del agua subterránea entre vertientes, tanques, pozos, casas y grifos públicos en la provincia de Chimborazo?

* Correspondencia del autor:

E-mail: nancy.castillo@ug.edu.ec



Esta obra está bajo una licencia de creative commons: atribución-NoComercial-SinDerivadas 4.0. Los autores mantienen los derechos sobre los artículos y por tanto son libres de compartir, copiar, distribuir, ejecutar y comunicar públicamente la obra.

Este análisis se justifica desde una perspectiva científica, ambiental y social, debido a la importancia estratégica del agua subterránea como fuente de abastecimiento para numerosas comunidades de la provincia de Chimborazo.

Este estudio se base en evaluar la calidad del agua subterránea en Chimborazo mediante análisis estadístico descriptivo e inferencial, según tipo de fuente y con base en los límites de la Norma ARCA (2024) y OMS (2011). En concordancia con este objetivo, se formulan los siguientes objetivos específicos:

Establecer la calidad de las aguas subterráneas de la provincia de Chimborazo a partir de sus principales parámetros de interés ambiental y sanitario.

Determinar las variaciones espaciales en la calidad del agua subterránea entre las distintas localidades de la provincia.

Tabla 1. Parámetros y criterios normativos para la calidad del agua en Ecuador

Tipo	Parámetro	Símbolo / Expresión	Unidad	Criterio
Físico	Potencial de hidrógeno	pH	—	6-7
	Turbiedad	—	NTU	100
Biológico	Coliformes fecales	NMP	NMP	1
Orgánico	Hidrocarburos totales	TPH	mg/L	0,2
	Aceites y grasas	Sustancias solubles en hexano	mg/L	0,3
Químico	Arsénico	As	mg/L	0,1
	Bario	Ba	mg/L	1
	Cadmio	Cd	mg/L	0,02
	Cianuro	CN ⁻	mg/L	0,1
	Cobre	Cu	mg/L	2
	Cromo hexavalente	Cr ⁶⁺	mg/L	0,05
	Demanda bioquímica de oxígeno	DBO ₅	mg/L	< 2
	Demanda química de oxígeno	DQO	mg/L	< 4
	Fluoruro	F ⁻	mg/L	1,5
	Hierro total	Fe	mg/L	1
	Mercurio	Hg	mg/L	0,0006
	Nitratos	NO ₃ ⁻	mg/L	50
	Nitritos	NO ₂ ⁻	mg/L	0,2
	Plomo	Pb	mg/L	0,01
	Selenio	Se	mg/L	0,01
	Sulfatos	SO ₄ ²⁻	mg/L	500

Nota. Extraído de Regulaciones del Sector Hídrico - Agencia de Regulación y Control del Agua [ARCA] (2024)

Diagnosticar el estado general de la calidad de las aguas subterráneas y su implicación para el consumo humano.

En los estudios de hidrogeología regional, la literatura indexada constituye la primera fuente de comparación y validación de resultados. Para la presente revisión se empleó Google Scholar (<https://scholar.google.com>) aplicando la cadena de búsqueda: agua subterránea (groundwater), análisis estadístico (statistical analysis) y Ecuador.

Del universo de 1.420 documentos recuperados entre 2010 y 2024, se seleccionaron con criterios de relevancia temporal, calidad metodológica y ajuste al objeto de estudio, dos trabajos que se describen a continuación:

La evaluación de la calidad del agua superficial realizado por Sotomayor (2016) en la cuenca del río Paute es a través del análisis con base a la técnica multivariable compuesta por algoritmos genéticos, componentes principales y regresión múltiple. Además, recurren a dos índices bióticos porque utilizan macroinvertebrados acuáticos en forma combinada -el ABI (*Andean Biotic Index*) con el BMWP (*Biological Monitoring Working Party*)-constituyéndose como una variable de tipo biológica para responder adecuadamente, y validada de manera sólida mediante la regresión por estar relacionada con el cambio del suelo según el coeficiente de determinación . La conclusión es que la vegetación en la ribera del río y lo heterogéneo del lecho son características integrales de la ecología de alto nivel, pero incluye, además, lo asociado que está con la contaminación, debido a la presencia de coliformes, amonio, turbiedad.

Guzhñay (2023) lleva a cabo el análisis de interacción entre aguas subterráneas y la laguna de Guabizhun ubicadas a 2.950 metros sobre el nivel del mar (m s. n. m.) mediante algunos parámetros relacionados con la temperatura, átomos o moléculas con carga eléctrica que se encuentran disueltos en el agua, isótopos estables con un mismo elemento químico con igual número de protones y diferente número de neutrones en su núcleo, y otros elementos radioactivos. Utilizando la prueba de Kruskal-Wallis y correlación de Spearman. Los resultados evidencian: (a) la relación inversa y significativa entre temperatura y conductividad eléctrica lo que explica la influencia de agua subterránea en la laguna y (b) la ausencia de relación radioactiva con el radón-222 (²²²Rn) como indicador geoquímico asociado a materiales sedimentarios no resulta suficiente para afirmar ausencia, pues influye factores como muestreo y tiempo (menor a 5 días), y por tanto, no permite determinar con solidez.

Según la Programa Mundial de la UNESCO para la Evaluación de los Recursos Hídricos se afirma que el 99 % del agua dulce en estado líquido en todo el planeta está almacenada en los denominados

Tabla 2. Unidades geomorfológicas y características ambientales
Fuente: Ministerio de Educación del Ecuador (2016); Leiva (2018); Wiesse (1914); Bordino (2023).

Geo morfo logía	Altitud (m s. n. m.)	Clima	Vegetación y suelo	Importancia ambiental
Nevados o glaciares	> 4 500	Clima glacial, temperaturas muy bajas	Vegetación escasa o inexistente	Grandes reservas de agua dulce; regulación hídrica natural
Páramos	3 400 - 3 700	Clima frío y húmedo; presencia de heladas	Suelos fértiles; vegetación limitada	Regulación hídrica y almacenamiento de agua
Altiplanos y mesetas	> 3 600	Clima frío; alta variabilidad térmica diaria	Vegetación similar al páramo	Transición geomorfológica y climática; influencia en la recarga hídrica
Valles	< 2 000	Clima templado	Vegetación abundante; suelos fértiles	Asentamientos humanos y aprovechamiento agrícola

Fuente: Ministerio de Educación del Ecuador (2016); Leiva (2018); Wiesse (1914); Bordino (2023).

acuíferos, y de este porcentaje, aproximadamente la mitad es destinada al consumo en los hogares y una cuarta parte a riego en la agricultura. No obstante, a nivel regional de América Latina, la explotación de agua subterránea representa menos del 30 % debido a la disponibilidad de aguas superficiales (Connor & Miletto, 2022).

La Organización Mundial de la Salud (OMS, 2017) establece cinco criterios para agua potable: (i) inocuidad microbiológica, (ii) desinfección, (iii) ausencia de contaminantes químicos por encima de valores de referencia, (iv) seguridad radiológica y (v) aceptabilidad (sabor, olor y apariencia). En Ecuador, la Agencia de Regulación y Control del Agua (ARCA, 2024) define estos umbrales en la Resolución No. 020-2024-ARCA, incluyendo 26 parámetros físicos, químicos y biológicos (tabla 1).

La Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo (AECID, 2017) define las aguas subterráneas como el agua almacenada en formaciones geológicas saturadas, la cual interviene en el ciclo hidrológico mediante procesos de recarga, almacenamiento y descarga.

López-Geta et al. (2009) clasifican los acuíferos en función de: (a) su grado de confinamiento (libres, semiconfinados y confinados), (b) la naturaleza del medio poroso (materiales consolidados y no consolidados) y (c) la litología (rocas ígneas, metamórficas o sedimentarias). Esta clasificación permite establecer la selección de métodos de exploración, como la prospección eléctrica en medios no consolidados o las técnicas sísmicas en rocas fracturadas.

Sahuquillo (2009) identifica dos diferencias principales en el comportamiento de los acuíferos. En primer lugar, las escalas temporales, debido a que estos sistemas pueden almacenar agua asociada a periodos de recarga promedio que oscilan entre 10 y 10³ años. En segundo lugar, la calidad del agua, influenciada por la baja velocidad de circulación (del orden de metros por año), condición que favorece procesos de mineralización natural. Sin embargo, esta característica también incrementa la susceptibilidad a la intrusión salina cuando se produce sobreexplotación, entendida como una extracción anual superior al 5 % del espesor saturado del acuífero.

Larroza y Centurión (1995) proponen tres clases de agua subterránea según su contenido de sales: dulce (< 1 000 mg L⁻¹ de TDS), salobre (1 000-10 000 mg L⁻¹) y salina (> 10 000 mg L⁻¹). Estos límites son establecidos por la norma INEN 1108 (2019) para la clasificación de aguas destinadas al consumo humano en Ecuador.

Tabla 3. Relieve terrestre de la Provincia de Chimborazo

Nevados	Páramos	Mesetas altiplanos	y Valles
Altar	Achupallas	Cajabamba	Guano
Chanloor	Cubilín	Colta	Penipe
Chimborazo	Urbina	Guamote	Riobamba
Cruzpungo			
Cubilín			
Lalagusto			
Ñaupán			

Provincia de Chimborazo.

La provincia (6 500 km²; 1,8 M hab.) presenta un relieve volcanogénico conformado por cuatro unidades geomorfológicas (tabla 2): (i) nevados (> 4 500 m s.n.m.), (ii) páramos (3 400-3 700 m s.n.m.), (iii) mesetas interandinas (3 000-3 600 m s.n.m.) y (iv) valles intramontanos (< 2 000 m s.n.m.) (JICA, 2004; BGE, 2016). Las precipitaciones varían de 14 00 mm año⁻¹ en la vertiente oriental a 600 mm año⁻¹ en la occidental, con una recarga potencial estimada de 1,1 km³ año⁻¹ (Senplades, 2022).

De acuerdo está clasificación geomorfológica (tabla 2), se identifican las principales unidades de relieve en la provincia de Chimborazo, las cuales se distribuyen espacialmente en nevados, páramos, mesetas-altiplanos y valles, tal como se detalla en la tabla 3.

Características geológicas de la provincia Chimborazo para la formación de aguas subterráneas

El estudio de prefactibilidad desarrollado por la Agencia de Cooperación Internacional de Japón (JICA, 2004) integró sondeos eléctricos verticales (SEV; n = 312) y técnicas de resistividad eléctrica con la finalidad de delimitar áreas de interés hidrogeológico en la provincia de Chimborazo. A partir de este análisis, se identificaron cuatro zonas con comportamiento hidrogeológico diferenciado, las cuales constituyen la base técnica para el diseño de la red de monitoreo propuesta en la presente investigación.

La prospección eléctrica constituye una herramienta para la identificación de acuíferos, basada en el análisis de las propiedades físicas del subsuelo. Según Geotechnical (2021), esta técnica permite reconocer: (i) variaciones de resistividad y conductividad eléctrica, indicadores indirectos del tipo de material geológico y de su grado de saturación y (ii) procesos electroquímicos naturales asociados a la presencia de electrolitos en los poros del suelo, que contribuyen a la detección de formaciones con capacidad de almacenamiento de agua subterránea.

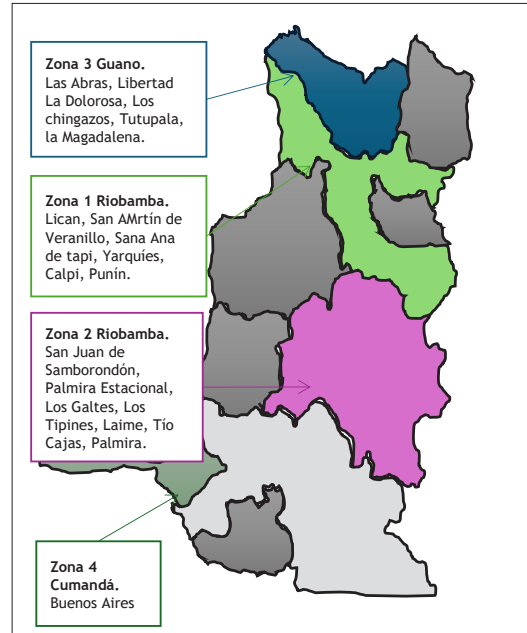
De acuerdo con los resultados por JICA (2004), la hidrogeología de la provincia de Chimborazo está condicionada por su origen volcanogénico; amplias áreas se encuentran cubiertas por depósitos derivados de erupciones volcánicas, con permeabilidad y capacidad de almacenamiento variables en el espacio. En los sectores de alta montaña, donde las precipitaciones son reducidas, la acumulación de agua subterránea es limitada; en contraste, en zonas de menor altitud o con presencia de sedimentos no consolidados, las condiciones favorecen la recarga y el almacenamiento.

El análisis permitió delimitar las siguientes zonas hidrogeológicas (figura 1):

Zona 1: Riobamba.

Corresponde a un sector dominado por depósitos

Figura 1 Ubicación de las Zonas y sus comunidades en la provincia de Chimborazo



Nota. Extraído y adaptado de la Agencia de Cooperación Internacional del Japón [JICA] (2004)

piroclásticos y flujos de lodo volcánico, con resistividades relativamente bajas (15-40 Ω ·m), lo que sugiere la presencia de un acuífero freático somero, localizado a profundidades menores a 25 m. La identificación de un estrato de pómez blanquecino, altamente permeable, indica una rápida infiltración de la precipitación. Además, los valores de resistividad reducidos asociados a lineamientos tectónicos permiten concluir la presencia de fallas geológicas, que favorecen la captación de agua subterránea.

Zona 2: Guano.

Esta zona está conformada por lavas andesíticas fracturadas, provenientes principalmente del volcán Chimborazo, con valores de resistividad entre 80 y 200 Ω ·m. Aunque la litología sugiere condiciones desfavorables para la formación de acuíferos, las fracturas profundas asociadas a las coladas de lava facilitan la infiltración del agua resultante del deshielo de los nevados, permitiendo la formación de reservorios subterráneos. El potencial de almacenamiento en esta zona es aproximadamente 10 hm³.

Zona 3: Guamote.

Se caracteriza por la presencia de tobas volcánicas semiconsolidadas, con resistividades moderadas (20-60 Ω ·m), ubicadas en un altiplano cerrado de mayor antigüedad geológica que la Zona 1 (Riobamba). Hidrológicamente, el área se encuentra delimitada por los ríos Chambo y Chanchán. La combinación de permeabilidad aceptable y resistividad relativamente baja indica la existencia de aguas subterráneas,

con una recarga asociada al deshielo. Sin embargo, la presencia de escarpes y precipicios dificulta la observación directa de manantiales y complica los estudios hidrogeológicos detallados.

Zona 4: Cumandá.

Situada hacia la transición con la región Costa, esta zona presenta relieves bajos y terrenos planos, mayor precipitación anual y abundante cobertura vegetal. Predominan sedimentos cuaternarios no consolidados, principalmente gravas y arenas, con alta permeabilidad ($K \approx 5 \times 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$), favoreciendo a la conductividad hidráulica. Estas condiciones convierten a Cumandá en el sector con mayor potencial para la acumulación y explotación de aguas subterráneas dentro de la provincia.

La zonificación propuesta por JICA (2004) proporciona una base técnica para comprender la distribución espacial de los acuíferos en la provincia de Chimborazo y sustenta la planificación de estrategias de monitoreo y gestión de los recursos hídricos subterráneos (figura 1).

Materiales y Método

La investigación se desarrolló con un diseño cuantitativo de tipo descriptivo-exploratorio, orientado a la caracterización de la calidad del agua subterránea en la provincia de Chimborazo.

Este diseño permitió comparar sistemáticamente las variables físicas, químicas y biológicas, sin intervención directa ni alteración de las condiciones naturales del recurso hídrico. De manera complementaria, se emplearon los métodos: analítico-sintético e inductivo-deductivo.

El método analítico permitió la identificación y medición de los componentes físico, químico y biológico del agua subterránea mediante pruebas hidroquímicas, mientras que el método inductivo-deductivo facilitó la identificación de regularidades y la formulación de inferencias generales a partir de los resultados.

La población de estudio estuvo conformada por las fuentes de abastecimiento de agua subterránea utilizadas para consumo humano en comunidades rurales y urbanas de la provincia de Chimborazo.

Tabla 4. Muestra para la extracción de agua

Comuna	Fuente	Codif.	Comuna	Fuente	Codif.
Licán	Vertiente	A	Riobamba	Vertiente	A
Calpi	Vertiente	A	Licán	Tanque	B
Punín	Vertiente	A	Yaruquíes	Tanque	B
Palmira Estación	Vertiente	A	Punín	Tanque	B
Palmira Estación	Vertiente	A	Buenos Aires	Tanque	B
Palmira Estación	Vertiente	A	Jatunloma	Tanque	B
Galte Lime	Vertiente	A	Las Abras	Tanque	B
Tipín San Vicente	Vertiente	A	Tutupala	Tanque	B
Tipín San José	Vertiente	A	Palmira	Tanque	B
Tipín San Juan	Vertiente	A	Palmira	Tanque	B
Chingazo	Vertiente	A	San Martín de Veranillo	Casa	C
Chingazo	Vertiente	A	La Dolorosa	Casa	C
Chingazo	Vertiente	A	San Borondon	Casa	C
Chingazo	Vertiente	A	Riobamba	Pozo	D
Maldareña	Vertiente	A	Yaruquíes	Pozo	D
Maldareña	Vertiente	A	San Gabriel	Pozo	D
Lime Totorillos	Vertiente	A	Santa Ana	Grifo público	E
Lime Totorillos	Vertiente	A	Tío Cajas	Grifo público	E

Nota. Adaptado de la Agencia de Cooperación Internacional del Japón [JICA] (2004)

Tabla 5. Parámetros de calidad del agua para consumo humano y límites permisibles

Categoría	Parámetro de control	Unidad	Límite permisible
Físico	Potencial de hidrógeno (pH)	Unidades pH	6,5 - 8,5
	Turbiedad	NTU	< 1,0
Biológico	Coliformes fecales	NMP/100 mL	0
	Arsénico (As)	mg/L	≤ 0,01
	Plomo (Pb)	mg/L	≤ 0,01
	Fluoruro (F ⁻)	mg/L	≤ 1,5
Químico	Nitratos (NO ₃ ⁻)	mg/L	≤ 50
	Hierro total (Fe)	mg/L	≤ 0,30
	Sulfatos (SO ₄ ²⁻)	mg/L	≤ 250

Nota. Adaptado de la Agencia de Cooperación Internacional del Japón [JICA] (2004)

La selección de la muestra se realizó mediante un muestreo no probabilístico de tipo intencional, justificado por restricciones logísticas y limitaciones de acceso a los puntos de captación. Se analizaron un total de 36 muestras, correspondientes a 19 vertientes (código A), nueve tanques de almacenamiento (código B), tres viviendas (código C), tres pozos (código D) y dos grifos públicos (código E), considerando cada muestra como un punto de captación independiente (tabla 4).

Variables y parámetros analizados

Se consideraron variables físicas (pH y turbiedad), biológicas (coliformes fecales) y químicas (arsénico, cobre, flúor, hierro, nitratos, plomo y sulfatos), seleccionadas conforme a los criterios establecidos por la Agencia de Regulación y Control del Agua (ARCA) y las directrices de la Organización Mundial de la Salud para la calidad del agua destinada al consumo humano (tabla 5).

Tratamiento de datos y análisis estadístico

Los valores no detectados (ND) se sustituyeron por la mitad del límite de detección (LOD/2), procedimiento recomendado para evitar sesgos en el análisis estadístico. Previo a la aplicación de pruebas inferenciales, se evaluó la distribución de los datos mediante la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk.

El procesamiento de los datos se realizó mediante estadística descriptiva, calculándose medidas de tendencia central y dispersión. Posteriormente, se aplicaron pruebas de estadística inferencial, incluyendo el análisis de varianza (ANOVA) para la comparación de medias, la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para la comparación de medianas y la correlación de Pearson para la evaluación de

la asociación entre variables. Se adoptó un nivel de significancia estadística de 0,05. Debido a la naturaleza exploratoria del estudio y al tamaño reducido de algunos grupos muestrales, los resultados inferenciales se interpretaron considerando las limitaciones propias del diseño y de la estructura muestral.

De manera complementaria, se emplearon los método analítico-sintético e inductivo-deductivo. El método analítico permitió la identificación y cuantificación de los componentes físico-químico y biológicos del agua subterránea, mientras que el enfoque inductivo-deductivo facilitó la identificación de patrones, regularidades y la formulación de inferencias generales a partir de los resultados obtenidos.

La población de estudio estuvo constituida por las fuentes de abastecimiento de agua subterránea utilizadas para consumo humano en comunidades rurales y urbanas de la provincia de Chimborazo. La selección muestral se efectuó de manera intencional, considerando cada punto de captación como una unidad de análisis independiente. La distribución de las muestras por comunidad y tipo de fuente se presenta en la tabla 4.

Resultados

Para establecer si las aguas subterráneas de Chimborazo son aptas para consumo humano se determinó pH, turbiedad, coliformes fecales y químicos prioritarios (arsénico, plomo, flúor, hierro, nitratos y sulfatos) en 36 muestras provenientes de vertientes, pozos, tanques, casas y grifos públicos (tabla 4). Los valores se compararon con los límites de la OMS/INEN y se evaluaron mediante ANOVA, Kruskal-Wallis y correlación de Pearson con el fin de identificar diferencias entre fuentes y posibles asociaciones entre contaminantes.

3.1. Análisis físicos

El pH promedio de las cinco fuentes evaluadas se encuentra en el rango aceptable para agua de consumo humano (6,5-8,5), de acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (OMS). Sin embargo, los pozos presentan la mayor variabilidad con un coeficiente de variación del 16,16 %, lo que indica una mayor dispersión de los valores en comparación con las demás fuentes (tabla 6).

En relación con la turbiedad, las vertientes registran los valores más elevados y la mayor variabilidad, con un promedio de 3,11 NTU, un coeficiente de variación del 327,5 % y un valor máximo de 45 NTU, superando el límite normativo de 1 NTU establecido para agua potable. Aunque parte de las mediciones individuales se encuentran por debajo del límite normativo, la ocurrencia de valores extremos sugiere un riesgo potencial para la calidad del agua en este tipo de fuente.

Desviación estándar (SD) por fuente (el valor promedio

Tabla 6. Parámetros físicos de las aguas subterráneas.

Prueba	Fuente	Prom.	Desv.	Coef.	Min.	Med.	Máx.
pH	E	7,633	0,586	7,68	7,2	7,4	8,3
	D	7	1,131	16,16	6,2	7	7,8
	C	7,5	0,529	7,06	6,9	7,7	7,9
	B	7,056	0,422	5,98	6,6	6,8	7,6
	A	7,181	0,574	7,99	6,4	7,2	8
Turbiedad	E	0,653	0,373	57,07	0,31	0,6	1,05
	D	1,05	0,919	87,55	0,4	1,05	1,7
	C	0,307	0,11	35,92	0,2	0,3	0,42
	B	0,694	0,45	64,84	0,3	0,45	1,5
	A	3,11	10,2	327,5	0,23	0,5	45

Nota. (NTU = Unidad Nefelométrica de Turbiedad)
Limite normativo: pH 6,5 - 8,5 (WHO); turbiedad ≤ 1 NTU (WHO) para agua potable.

Tabla 7. Coliformes fecales (NMP/100 mL)

Prueba	Fuente	Prom.	Desv.	Coef.	Min.	Med.	Máx.
Coliformes Fecales	E	*	*	*	*	*	*
	D	4	*	*	4	4	4
	C	*	*	*	*	*	*
	B	2,2	*	*	2,2	2,2	2,2
	A	15,84	14,89	94,03	2,2	16	40

Nota: Limite: 0 NMP/100 mL (WHO, ausencia). * Sin recuperación estadística por falta de datos.

Tabla 8. Evidencia de arsénico

Prueba	Fuente	Prom.	Desv.	Coef.	Min.	Med.	Máx.
Arsénico	E	0,016	0,004	27,44	0,013	0,015	0,021
	D	0,009	0,004	47,14	0,006	0,009	0,013
	C	0,008	*	*	0,008	0,008	0,008
	B	0,014	0,007	53,12	0,006	0,011	0,025
	A	0,013	0,007	50,46	0,001	0,014	0,03

Nota. Resultados del análisis

Tabla 9. Evidencia de cobre

Prueba	Fuente	Prom.	Desv.	Coef.	Min.	Med.	Máx.
Cobre	E	0,296	0,271	91,56	0,019	0,308	0,56
	D	0,034	0,026	74,87	0,016	0,034	0,052
	C	0,019	*	*	0,019	0,019	0,019
	B	0,06	0,079	132,2	0,019	0,021	0,179
	A	0,158	0,11	69,92	0,028	0,12	0,303

Nota. Resultados del análisis

más/menos la variabilidad típica de los datos.)

3.2. Análisis biológicos

Las muestras procedentes de fuentes de vertientes “A” evidencian contaminación fecal con promedio de 15,84 NMP/100 mL, superando ampliamente el límite normativo de ausencia total establecido por la

Tabla 10. Evidencia de flúor

Prueba	Fuente	Prom.	Desv.	Coef.	Min.	Med.	Máx.
Flúor	E	0,907	0,35	38,59	0,63	0,79	1,3
	D	0,83	0,453	54,52	0,51	0,83	1,15
	C	0,873	0,076	8,75	0,79	0,89	0,94
	B	15,4	43,7	284,9	0,5	0,8	132
	A	0,943	0,291	30,84	0,6	0,88	1,64

Nota. Resultados del análisis

Tabla 11. Evidencia de hierro

Prueba	Fuente	Prom.	Desv.	Coef.	Min.	Med.	Máx.
Hierro	E	0,032	0,025	78,31	0,006	0,034	0,056
	D	0,065	0,007	10,88	0,06	0,065	0,07
	C	0,099	0,132	133,1	0,007	0,04	0,25
	B	0,059	0,039	66,91	0,003	0,05	0,11
	A	0,053	0,043	82,3	0,001	0,048	0,16

Nota. Resultados del análisis

Tabla 12. Evidencia de nitrato

Prueba	Fuente	Prom.	Desv.	Coef.	Min.	Med.	Máx.
Nitratos	E	0,08	0,04	49,2	0,04	0,082	0,119
	D	0,392	0,449	114,4	0,075	0,392	0,71
	C	0,347	0,206	59,28	0,15	0,33	0,56
	B	0,103	0,139	135,7	0,012	0,053	0,46
	A	0,226	0,233	103,3	0,007	0,187	0,96

Nota. Resultados del análisis

Tabla 13. Evidencia de plomo

Prueba	Fuente	Prom.	Desv.	Coef.	Min.	Med.	Máx.
Plomo	E	0,089	0,072	81,2	0,006	0,123	0,138
	D	0,062	*	*	0,062	0,062	0,062
	C	*	*	*	*	*	*
	B	0,043	0,032	74,25	0,002	0,048	0,1
	A	0,035	0,031	88,07	0,002	0,024	0,106

Nota. Resultados del análisis

Tabla 14. Evidencia de sulfato

Prueba	Fuente	Prom.	Desv.	Coef.	Min.	Med.	Máx.
Sulfatos	E	15,24	10,02	65,74	3,7	20,33	21,7
	D	33,7	14,3	42,38	23,6	33,7	43,8
	C	90,5	64,7	71,46	16,5	118,7	136,2
	B	26,9	47,2	175,8	0,9	7,6	149
	A	33,27	29,97	90,09	0,46	28,6	93,4

Nota. Resultados del análisis

OMS. Además, se ubica inferiormente alejado de valor máximo de 40 NMP/100 mL que se ha encontrado. Descriptivamente, el escaso número de observaciones limitó el cálculo de estadísticos, pero los valores permiten confirmar presencia de contaminantes

el valor máximo de 0,062 mg L⁻¹ siendo el más bajo de todos. En este caso, la presencia de plomo en el agua representa un riesgo sanitario relevante (tabla 13).

La presencia promedio de sulfato en cada una de las fuentes de agua no supera el límite de 250 mg L⁻¹. Aunque, está más presente en los hogares con 90,5 mg L⁻¹ y subterráneas con 33,27 mg L⁻¹. En los hogares se registra valor máximo de sulfato en 136,2 mg L⁻¹ y cuya mediana está cercana con 118,7 mg L⁻¹. De esta manera, el sulfato no es un peligro, pero es un riesgo que requiere control (tabla 14).

Prueba de ANOVA

El análisis de varianza (ANOVA) de una vía y con nivel de significancia ($\alpha = 0,05$) tiene por objetivo de evaluar la igualdad de las medias por cada parámetro correspondiente a las características físicos, biológicos y químicos del agua entre las distintas fuentes de abastecimiento. Las hipótesis estadísticas planteadas fueron:

Hipótesis nula (H₀): No existe igualdad significativa entre los valores promedios de los parámetros evaluados.

Hipótesis alternativa (H₁): Sí existe igualdad significativa entre los valores promedios de los parámetros evaluados.

Los resultados muestran que las probabilidades (valor-p) correspondiente a cada parámetro logra superar el nivel de significancia y como tal, no se rechaza H₀. En consecuencia, se afirma que no hay evidencia estadísticamente significativa para señalar que los valores medios de cada parámetro difieran (tabla 15).

Prueba de Kruskal-Wallis

Se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis con nivel de significancia ($\alpha = 0,05$) y con la finalidad de evaluar la igualdad de medianas de los parámetros

Tabla 15. Prueba ANOVA de igualdad de medias ($\alpha = 0,05$)

N°	Parámetro	Valor F	Valor-p	A	Decisión H ₀
1	pH	0,87	0,493	0,05	Acepta
2	Turbiedad	0,23	0,922	0,05	Acepta
3	Coliformes fecales	0,53	0,627	0,05	Acepta
4	Arsénico	0,46	0,766	0,05	Acepta
5	Cobre	1,93	0,154	0,05	Acepta
6	Flúor	0,71	0,590	0,05	Acepta
7	Hierro	0,72	0,585	0,05	Acepta
8	Nitratos	1,52	0,221	0,05	Acepta
9	Plomo	1,79	0,182	0,05	Acepta
10	Sulfatos	2,00	0,118	0,05	Acepta

Nota. Resultados del análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis aplicado a los parámetros evaluados.

biológicos (tabla 7).

3.3. Análisis químicos

Las concentraciones medias de arsénico son más elevadas en las fuentes de vertientes, tanques y grifo que superan el límite de 0,01 mg L⁻¹. Incluso, los pozos con media de 0,009 están cercano a dicho límite. Solo el agua de las casas marca valor inferior de 0,008. No obstante, los valores máximos evidencia presencia de arsénico, excepto en las casas, donde el agua ya ha sido tratada (tabla 8). El promedio de cobre encontrado en cada una de las fuentes analizadas está por debajo del límite aceptable a 2 mg L⁻¹. Esto incluye el resto de los referentes estadísticos. Por tanto, el no hay riesgo (tabla 9).

El promedio de flúor en el tanque es mayor que el resto de las fuentes, porque supera con creces el límite permitido de 1,5 mg L⁻¹. Incluso, se ha detectado niveles exageradamente altos en los altos como marca el valor 132 mg L⁻¹, pero también existe evidencia de máximos en las vertientes subterráneas de 1,64 mg L⁻¹ (tabla 10).

Las concentraciones promedio de hierro correspondientes a todas las fuentes superan el límite de 0,30 mg L⁻¹. Solo la fuente del grifo registra el valor medio más bajo de 0,032 mg L⁻¹. La presencia más fuerte se encuentra en los hogares con media de 0,99 mg L⁻¹ (tabla 11).

El nivel promedio de nitrato de cada fuente de agua no supera el límite de 50 mg L⁻¹ y tampoco sus valores máximos. En este sentido, no existe riesgo sanitario a considerar (tabla 12).

Los niveles promedio y medianos de plomo superan el límite de 0,01 mg L⁻¹. También, se registra ausencia de valor en la fuente de las casas. La fuente de agua que se encuentran en los pozos es donde se registró

Tabla 16. Resultados de la prueba de Kruskal-Wallis ($\alpha = 0,05$)

N°	Parámetro	Estadístico H (ajustado por empates)	Valor-p	A	Decisión H ₀
1	pH	3,17	0,530	0,05	Acepta
2	Turbiedad	3,68	0,452	0,05	Acepta
3	Coliformes fecales	2,16	0,340	0,05	Acepta
4	Arsénico	2,96	0,564	0,05	Acepta
5	Cobre	7,86	0,097	0,05	Acepta
6	Flúor	1,06	0,900	0,05	Acepta
7	Hierro	1,97	0,742	0,05	Acepta
8	Nitratos	6,22	0,183	0,05	Acepta
9	Plomo	2,68	0,443	0,05	Acepta
10	Sulfatos	4,85	0,303	0,05	Acepta

Nota. Resultados del análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis aplicado a los parámetros evaluados

Tabla 17. Coeficientes de correlación de Pearson (r)

Pruebas	pH	Turbiedad	Coliformes Fecales
Turbiedad	28,0%		
Coliformes Fecales	-14,4%	-21,9%	
Arsénico	-11,5%	-7,7%	-37,9%
Cobre	18,6%	-14,8%	-21,2%
Flúor	-11,9%	-3,5%	-39,1%
Hierro	28,6%	7,3%	-53,2%
Nitratos	22,2%	0,3%	-38,8%
Plomo	44,0%	50,7%	-61,3%
Sulfatos	36,9%	12,8%	-10,1%
	Arsénico	Cobre	Flúor
Cobre	7,0%		
Flúor	-14,0%	37,0%	
Hierro	10,8%	-46,8%	-18,2%
Nitratos	-7,0%	-30,7%	-11,0%
Plomo	-4,0%	-2,6%	10,2%
Sulfatos	-0,7%	-15,0%	-14,3%
	Hierro	Nitratos	Plomo
Nitratos	41,7%		
Plomo	54,5%	0,9%	
Sulfatos	27,1%	23,7%	0,8%

Nota. Coeficientes de correlación de Pearson (r) entre los parámetros evaluados.

físicos, biológicos y químicos del agua subterránea entre los distintos tipos de fuentes analizadas. Las hipótesis fueron las siguientes:

Hipótesis nula (H₀): Las medianas de los parámetros evaluados son iguales entre las diferentes fuentes.
Hipótesis alternativa (H₁): Al menos una de las medianas difiere entre las fuentes evaluadas.

Los resultados señalan que todas las variables analizadas con sus respectivos valores probabilísticos (valor-p) son superiores a 0,05 y por tanto, no se rechaza en ningún caso H₀, indicando que es estadísticamente significativa afirmar que no hay diferencia entre los valores medianos por cada tipo de fuente de agua subterránea (tabla 16).

Correlación de Pearson

La correlación de Pearson se empleó para analizar la relación lineal entre los parámetros físicos, biológicos y químicos del agua subterránea (tabla 17).

Los resultados evidencian una correlación negativa moderada entre coliformes fecales y plomo (r = -0,613), lo que indica que mayores concentraciones de plomo se asocian con menores niveles de coliformes fecales. Esta relación corresponde al coeficiente de mayor magnitud observado en la matriz

de correlación.

Se identificó una correlación positiva moderada entre hierro y plomo (r = 0,545), lo que sugiere una tendencia conjunta de incremento entre ambos elementos, posiblemente asociada a condiciones geoquímicas similares.

La relación entre turbiedad y nitratos fue nula (r = 0,003), lo que indica la ausencia de asociación lineal entre estas variables. De manera similar, la correlación entre arsénico y sulfatos presentó un coeficiente negativo muy bajo (r = -0,007), evidenciando una relación débil sin relevancia analítica.

En general, la mayoría de las correlaciones observadas se ubicaron en rangos débiles a moderados, lo que sugiere que los parámetros evaluados presentan, en su mayoría, comportamientos independientes, con asociaciones puntuales que podrían estar relacionadas con procesos hidrogeoquímicos locales.

Discusión

No se observaron diferencias significativas entre vertientes, pozos, tanques y grifos según las pruebas ANOVA y Kruskal-Wallis. Esto va acorde con el escenario esperado entre los sistemas hidrológicos heterogéneos. Esto indica que los niveles de contaminación no corresponden a sitio puntual o de su forma de captación del agua, más bien es un fenómeno regional.

Los hallazgos de Sotomayor (2016) identifican variaciones en aguas superficiales de la cuenca del Paute responde a su localidad, mientras que JICA (2004) los acuíferos volcánicos fracturados en el Chimborazo funcionan como un único compartimento hidrodinámico. Sin embargo, los valores estadísticos homogéneos demuestran degradación generalizada en todas las fuentes, pero no indican calidad en el agua. También, se evidencia presencia de coliformes fecales en las aguas subterráneas y se transmite en por las vías de vertientes, tanques y grifos transmitidos por las lluvias, lo que es típico de acuíferos someros en medios volcánicos fracturados (JICA, 2004). La falta de diferencia estadística en medias y medianas de cada parámetro del agua pone en evidencia que la contaminación por coliformes puede ser sistémica, dada la infraestructura desde los pozos y vertientes, ya que carece de medidas técnicas recomendadas por el ARCA (2024) que impiden la infiltración de aguas residuales como sellado sanitario, perímetros de protección y saneamiento domiciliario.

Los contenidos de arsénico y plomo superan el límite de 0,01 mg L⁻¹ (OMS/ARCA) en ≥ 80 % de las fuentes, con promedios de 0,013-0,016 mg L⁻¹ (As) y 0,035-0,089 mg L⁻¹ (Pb). La ausencia de diferencias estadísticas entre tipos de fuente sugiere que la contaminación se transmite a través de la red de fracturas que conectan los acuíferos. La relación hierro-plomo (r = 0,55) es positiva y sugiere lixiviación

Tabla 18. Contraste de hallazgos con estudios en Ecuador andino

Parámetro / estudio	Sotomayor (2016)	Guzhña (2023)	Chimborazo (este trabajo)
Escala de variabilidad	Alta (uso de suelo)	Moderada (trazadores)	Nula (homogénea)
Nitratos (mg L ⁻¹)	15-45	< 2	0,007-0,96 (mediana 0,19)
Tiempo de residencia	Horas a días	< 5 días	< 5 días
Metales (As, Pb)	No reportados	No reportados	As 0,013-0,030; Pb 0,035-0,089
Contaminación dominante	Difusa agrícola	Flujo preferencial	Mixta: litológica + fecal

Nota: NMP = Número más probable; OMS/ARCA = Organización Mundial de la Salud / Agencia de Regulación Ambiental. Los datos de Sotomayor (2016) y Guzhña (2023) se presentan para comparación con los resultados obtenidos en este estudio.

desde depósitos piroclásticos ricos en minerales. La relación coliforme-plomo ($r = -0,61$) es negativa y son diferentes formas de transporte contaminante, pues las lluvias transportan rápidamente microorganismos y el plomo va lentamente por la roca.

Los resultados por parte de Guzhña (2023) en la laguna Guabizhun encuentra radioactividad según radón ²²²Rn con tiempo menor a cinco días utilizando. En el caso de las aguas subterráneas del Chimborazo presentan alta turbiedad; no obstante, la ausencia de relación entre turbiedad y nitratos ($r = 0,003$) indica ausencia de correspondencia, es decir, la contaminación por factores microbiológicos y la actividad agrícola siguen sus propias rutas.

Por parte de Ortega et al. (2021) reportan concentraciones de arsénico en acuíferos volcánicos andinos siendo una característica regional. La relación plomo-coliformes ($r = -0,61$) van en dirección opuesta y esto indica el plomo puede afectar a los parásitos, pero no los elimina. La relación hierro-plomo ($r = 0,55$) logran entenderse porque van en el mismo sentido y posiblemente con un origen común, ricos en piritita y galena como detecta JICA (2004) para la Zona 1 (Riobamba). Sin embargo, los contenidos de arsénico y plomo superan el valor de referencia determinado por la OMS y el ARCA.

Las aguas subterráneas en Chimborazo están contaminadas y saturadas en elementos microbióticos y químicos, ya que el sistema volcánico fracturado constituye una unidad hidroquímica única. A diferencia de las aguas superficiales que pueden ser mitigadas por las variaciones locales. Sin embargo, el agua subterránea necesita de ser tratada y las zonas de descarga requiere ser protegidas junto a una debida reducción de emisiones locales contaminantes. Como parte de medidas urgentes de salud pública.

La comparación entre los estudios encontrados muestra las diferencias (tabla 18). Los resultados muestran que, a diferencia de aguas superficiales estudiadas por Sotomayor (2016), donde la

variabilidad espacial era alta y dependía del uso del suelo y de descargas subterráneas analizadas por Guzhña (2023), donde la variabilidad era moderada y controlada por trazadores, el acuífero de Chimborazo presenta homogeneidad en todos los parámetros evaluados. Esto puede indicar que los contaminantes se mezclan a escala provincial y que la variabilidad es principalmente intra-acuífero, no entre fuentes individuales. Dado el tamaño muestral reducido en algunos grupos ($n \leq 3$) y la ausencia de controles espaciales, no puede afirmarse con certeza que todas las captaciones sean igualmente riesgosas; sí es razonable esperar que la contaminación sea frecuente en acuíferos someros de origen volcánico. Hasta que se disponga de un muestreo más denso y estratificado, la precaución obliga a tratar cualquier nueva fuente como potencialmente no apta.

Conclusión

Los resultados muestran que no existen diferencias estadísticamente significativas entre los distintos tipos de fuente de agua subterránea (vertientes, pozos, tanques, casas y grifos públicos) en Chimborazo, tanto para parámetros físicos, químicos como microbiológicos. Esto evidencia que la contaminación del agua subterránea es regional y sistémica, o asociada a un tipo específico de captación. El acuífero volcánico fracturado funciona como una unidad hidroquímica única, donde los contaminantes se mezclan y distribuyen de manera homogénea.

Se identificaron concentraciones de arsénico y plomo que superan los límites recomendados. La presencia de coliformes fecales indica contaminación microbiológica. La combinación de contaminación química y biológica sugiere un riesgo para la salud humana, independiente del tipo de fuente. Por consiguiente, de debe tratar el agua para consumo.

La turbiedad se relaciona con la geología fracturada de los volcanes en la región, así como la infiltración rápida de aguas superficiales tras precipitaciones, lo que permite la entrada de microorganismos a los acuíferos.

Las correlaciones entre parámetros indican rutas de transporte distintas: la contaminación microbiológica se asocia a flujos rápidos tras lluvias, mientras que los metales pesados se movilizan lentamente por la matriz rocosa.

El análisis estadístico no permite detectar diferencias entre las distintas fuentes de agua, pero el limitado tamaño muestral impide descartar variaciones locales. Mientras tanto, la precaución sanitaria impone tratar todas las aguas subterráneas antes del consumo y proteger las zonas de recarga como medida de salud pública.

Recomendaciones

Emplear trazadores como radón-222 (^{222}Rn) y análisis isotópicos para estimar la dinámica de recarga y determinar proporciones diferenciales entre de agua reciente y antigua.

Realizar ensayos de columna con muestras de tobas y pómez para determinar la velocidad de liberación de arsénico y plomo en contextos distintos de pH.

Priorizar la conservación y manejo de las áreas de recarga, ya que la infiltración de aguas residuales persiste y, las intervenciones puntuales son insuficientes.

Establecer un plan de seguimiento que distinga entre eventos de contaminación aguda y exposición crónica geoquímica, son sus debidos ajustes según vaya avanzándose.

Realizar muestreos periódicos a lo largo del año para evaluar la variabilidad de los contaminantes en relación con precipitación, temperatura y uso del suelo.

Desarrollar modelos que combinen información geológica e hidrológica para simular el comportamiento de los acuíferos, identificar zonas de riesgo y prever impactos de diferentes escenarios de recarga y contaminación.

Vincular los datos de calidad del agua con indicadores de salud pública en las comunidades para detectar posibles asociaciones entre exposición a contaminantes y enfermedades, fortaleciendo la evidencia para intervenciones de salud ambiental.

Referencias bibliográficas

Agencia de Cooperación Internacional del Japón [JICA]. (julio de 2004). Informe del estudio de diseño básico sobre el proyecto de desarrollo de aguas subterráneas de la Provincia de Chimborazo de la República del Ecuador. https://openjicareport.jica.go.jp/pdf/11766474_01.pdf

Agencia de Regulación y Control del Agua [ARCA]. (septiembre de 2024). Guía técnica para determinar los parámetros y frecuencia de monitoreo para el control a la calidad de agua cruda por parte de los prestadores del servicio de agua potable público y comunitario [Regulaciones del Sector Hídrico]. <https://www.regulacionagua.gob.ec/nacional/>

Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo [AECID]. (2017). La importancia de las aguas subterráneas en la gestión integrada de los recursos hídricos: aplicaciones prácticas en proyectos de cooperación internacional para el desarrollo. Centro de Formación de la Cooperación Española, Antigua Guatemala.

Bordino, J. (21 de noviembre de 2023). Valle: qué es, formación y tipos [Blog de geología]. GeoEnciclopedia: <https://www.geoenciclopedia.com/valle-que-es-formacion-y-tipos-781.html>

Connor, R., & Miletto, M. (2022). Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2022: aguas subterráneas: hacer visible el recurso invisible

[Resumen ejecutivo. Versión Español]. Perugia, Italia: Programa Mundial de la UNESCO de Evaluación de los Recursos Hídricos (UNESCO / UN-Water).

Geotechnical Consulting ABC. (5 de mayo de 2021). Prospección eléctrica [Blog de temas Geotécnicos]. <https://geotecniaymecanicasuelosabc.com/prospeccion-electrica/>

Gushña, W. (septiembre de 2023). Identificación de posibles zonas de descarga de agua subterránea mediante el uso de trazadores naturales (Radón, temperatura y conductividad eléctrica) en la Laguna Guabizhún, provincia del Cañar, Ecuador [Tesis de grado Ingeniería Ambiental]. Cuenca, Ecuador: Universidad Politécnica Salesiana, Sede Cuenca. <https://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/26077>

Larrosa, F., & Centurión, C. (6 de septiembre de 1995). Estudio hidrogeológico e hidroquímico del agua freática en el área urbana de Loma Plata. Revista Aguas Subterráneas: Estudio hidrogeológico e hidroquímico del agua freática en el área urbana de Loma Plata, 38-54.

Leiva, J. (2018). Análisis multitemporal del retrocesos glaciario de los nevados de Colombia a través de la utilización de herramientas SIG. Bogotá, Colombia: Universidad Militar Nueva Granada.

López, J., Fornés, J., Ramos, G., & Villarroja, F. (2009). Las aguas subterráneas: un recurso natural del subsuelo (Edición 4). Instituto Geológico y Minero de España: Madrid, España.

Ministerio de Educación del Ecuador [MEE]. (2016). Ciencias Naturales para Noveno grado. Educación General Básica-Subnivel Superior. Quito, Ecuador: SMEcuadeciones.

Organización Mundial de la Salud [OMS]. (2011). Guías para la calidad del agua de consumo humano. Edición cuarta que incorpora la primera agenda. Ginebra, Suiza: Organización Mundial de la Salud. Licencia: CCBY-NC-SA 3.0 IGO.

Sahuquillo, A. (2009). La importancia de las aguas subterráneas para el X Programa de Promoción de la Cultura Científica y Tecnología. Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, 103(1), 97-114.

Sotomayor, G. (2016). Evaluación de la calidad de las aguas superficiales mediante técnicas de estadística multivariante: Un estudio de caso en la cuenca del Río Paute, al sur de Ecuador [Tesis para grado de Magister en Ecohidrología]. La Plata, Argentina: Facultad de Ciencias Naturales y Museo y Facultad de La Plata.

Wiese, C. (1914). Geografía del Perú: para los colegios de segunda enseñanza y escuelas especiales [Extraído de la enciclopedia Wikipedia]. Recuperado el septiembre de 2025, de https://www.google.de/books/edition/Geograf%C3%ADa_delPer%C3%BAUyJDAQAAMAJ?hl=de&bpv=1&dq=clima+del+peru&pg=PA48&printsec=frontcover

Medición de la huella de carbono en la ESPAM-MFL: un enfoque hacia la sostenibilidad universitaria

Easuring the carbon footprint at ESPAM-MFL: an approach towards university sustainability

Edis Ariel Cobeña Zambrano¹, Carmen Gissella Vera Cevallos¹,
Holanda Teresa Vivas Saltos¹

¹ Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel Félix López, Calceta, Ecuador

Recibido febrero 2026, aceptado mayo 2026, en línea 18 junio 2026.

Resumen

Las universidades asumen un rol protagónico en la transición hacia una sociedad descarbonizada, desempeñando una función esencial en la cuantificación de Gases de Efecto Invernadero. Bajo este escenario, la presente investigación tuvo como objetivo evaluar la huella de carbono generada por las actividades de la Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel Félix López. Para ello, se aplicó la metodología establecida por la NORMA ISO 14064-1:2020 considerando tres alcances tras la identificación exhaustiva de las fuentes de emisión. Los resultados determinaron que la huella de carbono de la ESPAM MFL durante el año 2024 ascendió a 1 631,05 Ton de CO₂ eq/año, donde el alcance uno se consolidó como el mayor contribuyente con el 53,28% del total. En conclusión, la determinación de la huella de carbono permite encaminar a la institución hacia un modelo de emisiones netas cero y desarrollo sostenible.

Palabras clave: Alcance, emisiones, gases de efecto invernadero.

Abstract

Universities are assuming a leading role in the transition to a decarbonized society, playing an essential function in quantifying greenhouse gas emissions. In this context, this research aimed to evaluate the carbon footprint generated by the activities of the Manuel Félix López Higher Polytechnic Agricultural School of Manabí (ESPAM MFL). To this end, the methodology established by ISO 14064-1:2020 was applied, considering three scopes after the exhaustive identification of emission sources. The results determined that ESPAM MFL's carbon footprint in 2024 amounted to 1,631.05 tons of CO₂ equivalent per year, with scope one being the largest contributor at 53.28% of the total. In conclusion, determining the carbon footprint allows the institution to move towards a net-zero emissions model and sustainable development.

Keywords: Scope, emissions, greenhouse gases.

Introducción

En los últimos tiempos, el planeta se ha enfrentado a un desafío sin precedentes: el cambio climático (Bekun, 2024), resultantes de las progresivas emisiones de los gases de efecto invernadero (GEI) derivados principalmente de las acciones antropogénicas (Raihan, 2023; Umar y Safi, 2023); lo que ha limitado el avance hacia la sostenibilidad global (Xie et al., 2021). Yáñez et al. (2020) manifiestan que estas emisiones pueden generarse por diversas acciones antropogénicas, como procesos industriales y productivos hasta actividades universitarias.

Según datos del sexto informe de evaluación del

Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático [IPCC] (2023), se han estimado que las emisiones antropogénicas de GEI han aportado aproximadamente a 1,1°C al aumento de la temperatura media global. A nivel mundial, el sector energético acapara el 77,01% de las emisiones de GEI, seguido por la producción agrícola que aporta un 10,55%. Por su parte, las actividades industriales representan el 9,10% y el manejo de desechos supone el 3,32% (Parlamento Europeo, 2023). Xiaoman et al. (2021) afirman que el dióxido de carbono (CO₂) presenta la causa primordial del calentamiento global; con un total de 36,3 gigatoneladas reportadas en el 2021 (Huang et al., 2023). En este escenario, China es el mayor contribuyente, debido a que, en este mismo año el

* Correspondencia del autor:

E-mail: edis.cobena@espm.edu.ec



Esta obra está bajo una licencia de creative commons: atribución-NoComercial-SinDerivadas 4.0. Los autores mantienen los derechos sobre los artículos y por tanto son libres de compartir, copiar, distribuir, ejecutar y comunicar públicamente la obra.

país emitió una cifra de 11 900 millones de toneladas de CO₂, mientras que, América Latina liberó tres billones de toneladas (Banco Mundial, 2021).

A raíz de esto, la progresiva urgencia de afrontar la crisis climática a nivel mundial ha despertado una preocupación por la preservación del entorno y la reducción de la huella de carbono (Alarcón et al., 2024). Con el Acuerdo de París y la Agenda de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) establecidos en el 2015, la comunidad global comprendió la magnitud de la gravedad y severidad de los problemas vinculados con el incremento térmico planetario y el progreso sostenible (Ali y Ahmad, 2021; Li et al., 2023), por esta razón, varios países han comenzado a tratar medidas respecto a la disminución de las emisiones de carbono (Shi y Yihn, 2021; Yaro et al., 2023).

Desde esta perspectiva, la huella de carbono se establece como un indicador fundamental para contabilizar con precisión las emisiones GEI en términos de equivalentes de CO₂eq atribuibles a las operaciones directas e indirectas del ser humano (Zhong et al., 2019; Chen et al., 2021; Mellano y Carrasco, 2021). Además de que, presenta varios beneficios como el suministro de información verídica sobre las emisiones de gases contaminantes y principales fuentes de emisión (Torres, 2023). Por ello, diversas organizaciones a nivel internacional han optado por contabilizar sus emisiones a través del indicador de huella de carbono (Hinostroza, 2019; Guillén, 2023).

Un tipo de institución que prioriza el desarrollo sostenible son las entidades académicas a de nivel superior, dado a su papel social y educativo en la formación de futuros líderes (Aghamolaei y Fallahpour, 2023). Se estima que hacia el 2020, operaba una cifra de 20 000 universidades acreditadas a nivel mundial, mientras que la población estudiantil de estos centros han crecido de manera exponencial desde el año 2000, tanto que durante el 2025 se ha estimado que existen 262 millones de estudiantes a nivel global (Bautista et al., 2023). No obstante, los planteles universitarios también son responsables de las emisiones de GEI, derivadas de la movilidad y transporte de los alumnos y docentes, la demanda energética, manejo de desechos y, demás variables institucionales (Varón et al., 2021).

Las comparaciones entre los estudios sobre huella de carbono en universidades resultan complicadas, debido a la diversidad entre las universidades, que se manifiesta tanto en la magnitud de su población como en los focos de emisión, lo que exige la adopción de metodologías de huella de carbono adaptados a cada realidad institucional (Valls y Bovea, 2021). Sin embargo, Cano et al. (2023) señalan que las emisiones per cápita de algunas IES a nivel mundial, registran valores que oscilan entre 0,069 Ton/CO₂ eq/persona hasta 10, 9 Ton/CO₂ eq/persona, con un promedio de emisiones de 2,28 Ton/CO₂ eq/persona, siendo las mayores fuentes de emisión de GEI el transporte,

la demanda energética y las aguas residuales. En el caso de Ecuador, la Comisión Económica para América Latina y el Caribe [CEPAL] (2020) indicó que el país emite 1,9 toneladas métricas de CO₂ per cápita, cifra que equivale al 0,1% del inventario mundial de GEI.

En la actualidad las universidades de Ecuador contabilizan sus emisiones gaseosas mediante el estándar de la huella de carbono, un ejemplo claro, es la Universidad San Francisco de Quito (USFQ), institución que lleva más de una década auditando sus emisiones de GEI (Paspuezan y Mozo, 2023).

En el año 2015, los estudiantes de la USFQ generaron un total de 0,68 Ton/CO₂, mientras que, el personal docente y administrativo contribuyó con 0,84 Ton/ CO₂ derivadas de actividades como el consumo eléctrico y de combustibles, transporte, entre otras. Esta medición se efectuó como una medida de mitigación para reducir los GEI dentro de la universidad (Salazar et al., 2019).

En este sentido, las universidades se erigen como actores estratégicos para impulsar la transición de la nación hacia una economía descarbonizada (Muentes et al., 2023; Criollo et al., 2023).

Alcaraz y Alonso (2019) declaran que estos centros de nivel superior deben liderar el camino hacia un futuro sostenible integrando plenamente los Objetivos para el Desarrollo Sostenible (ODS) de manera integral y sistémica, incorporando la Agenda 2030 en el núcleo de sus estrategias y políticas, dado a que, las instituciones poseen una capacidad catalizadora en la transformación social. En consecuencia, las universidades ejercen un liderazgo estratégico al auditar su impacto atmosférico, empleando la metodología de la huella de carbono como eje de su gestión ambiental (Zorrilla, 2023).

En este escenario, la Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel Félix López ESPAM - MFL, asume un rol determinante en la transición hacia un modelo sustentable dentro de la provincia de Manabí. En consecuencia, la investigación tiene como propósito evaluar la huella de carbono derivada de sus procesos operativos de la ESPAM MFL para la implementación de medidas correctivas que reduzcan la huella institucional y promuevan una cultura de preservación del entorno.

Materiales y Método

El estudio se efectuó en la Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel Félix López ESPAM MFL, localizada en el sitio El Limón de la ciudad de Calceta, provincia de Manabí; emplazaga geográficamente bajo las coordenadas de: 0° 49'35,25" S, 80° 11'10,54" O y altitud 15 msnm (figura 1). La institución pertenece al sector público, cuenta con 230 Ha y posee 17 unidades entre las que destacan unidades de docencia, investigación y vinculación (UDIV).

Delimitación de los límites

Límite temporal

El período seleccionado para la determinación de las emisiones de GEI corresponde al año 2024, por tanto, el levantamiento de los datos de actividad y el registro de los consumos vinculados a la gestión de la ESPAM MFL se realizó durante el año establecido (Pazpuezan y Mozo, 2023; Zabaleta, 2021).

Límite organizacional

Se consideraron todas las áreas y unidades académicas de la ESPAM MFL, según la estructura organizacional de la institución (Padrón, 2023; Sánchez, 2023). Se realizó la selección de las áreas, considerando la disponibilidad de registros, la integridad de la información y la relevancia de cada fuente de emisión (Pérez et al., 2022), entre las cuales destacan: Unidades académicas, oficinas administrativas, salas de docentes, aulas de clases, auditorios, biblioteca, UDIV, áreas verdes, bares de comida.

Límite operacional

Según la Norma ISO 14064-1:2020, el estudio se efectuó considerando el enfoque del Control Operacional considerando tres alcances (Traub, 2023; Arvildo, 2021).

Alcance 1: Emisiones directas de GEI.

- Consumo de gas natural.
- Emisiones fugitivas de HFC (uso de equipos de refrigeración y aire acondicionado).

- Emisiones de la quema de combustibles fósiles de los vehículos.

Alcance 2: Emisiones indirectas de GEI.

- Consumo de energía eléctrica.

Alcance 3: Otras misiones indirectas.

- Movilidad de docentes, alumnos y personal de la universidad.
- Generación de líquidos.

Con base al límite operacional se identificaron los gases de efecto invernadero según los inventarios nacionales de GEI del Protocolo de Kioto. Según los criterios de la Norma ISO 14064-1, se incorporaron los siguientes gases: Dióxido de carbono (CO₂), Metano (CH₄) y Óxido Nitroso (N₂O).

Identificación de las fuentes de emisión de GEI

La identificación y catalogación de las diferentes fuentes de emisión de GEI se realizó a través de visitas de campo a la ESPAM MFL. Siguiendo la metodología de Aponte (2017) y Flores (2022), estas se categorizaron en combustión fija, móvil, de proceso y fugitivas. Asimismo, se contemplaron los aspectos para determinar las categorías de emisión directas e indirectas en las instalaciones evaluadas (Chavarría et al., 2015), tales como: energía eléctrica, combustible fósil, generación de residuos, aguas residuales, ganado bovino, ganado porcino y fertilizantes.

Para obtener datos precisos de las fuentes de emisión, se aplicó una entrevista a las autoridades

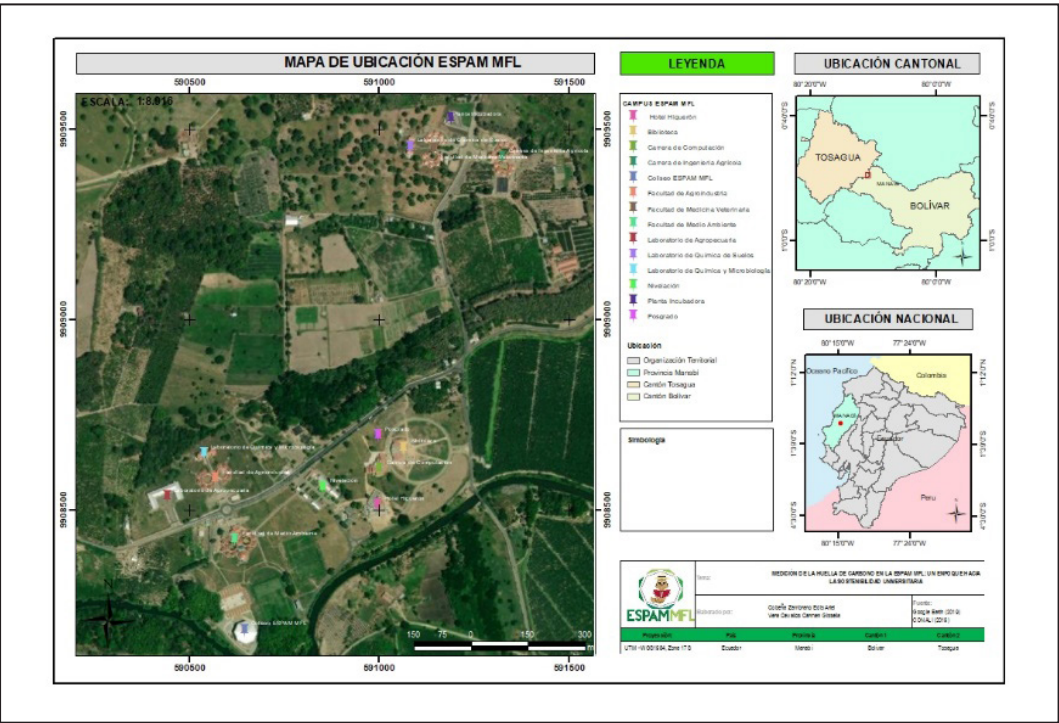


Figura 1. Localización geográfica del área de estudio

competentes para conocer el consumo energético y de combustible, cantidad de transporte, fertilizantes, gases refrigerantes y aguas residuales generados durante el año 2024 en la ESPAM MFL en cada una de las unidades académicas (Carrillo y Rivera, 2020; Zorrilla, 2023). Una vez establecido el enfoque del inventario, se determinó el área funcional de la universidad, las fuentes de emisión y el alcance correspondiente a cada elemento (Aponte, 2017; Banguera, 2021).

Cálculo de la Huella de Carbono

El cálculo de Huella de Carbono se realizó bajo las directrices del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC) para la elaboración de inventarios nacionales (Ferrer et al., 2021; Pérez et al., 2022). Tomando como base los datos primarios de forma directa de las actividades de la ESPAM MFL y con base a los lineamientos del GHG Protocol se efectuó el cálculo de la huella de carbono, aplicando la ecuación 1 (Aguilar, 2024; Guerrero y García, 2023).

$$Emisión\ de\ GEI = \sum (DA \times FE) \quad [Ec.1]$$

Dónde:

DA =Dato de actividad
FE = Factor de emisión

Emisiones de consumo de energía eléctrica
Las emisiones de consumo de energía eléctrica se calcularon con la ecuación 2 (IPCC,2021)

$$CO_{2eq\ consumo\ de\ energia\ electrica} = \sum (Consumo\ de\ energia \times FE) [Ec.2]$$

Dónde

Consumo de energía =expresada en MWh

Emisiones de combustible fósil

Las emisiones de combustible fósil se calcularon con la ecuación 3 (IPCC, 2021).

$$CO_{2eq\ combustible} = \sum (Combustible \times FE) [Ec.3]$$

Combustible = expresada en Kg

Emisiones por refrigerantes en equipos de aire acondicionado

Las emisiones por refrigerantes en equipos de aire acondicionado se calcularon con la ecuación 4 (IPCC, 2021).

$$CO_{2eq\ equipos\ de\ aire\ acondicionado} = \sum (Refrigerante\ (ton) \times PCG\ del\ refrigerante) [Ec.4]$$

Dónde:

Refrigerante =Cantidad de peso recargado en aire refrigerante (tn).

PCG =para cada gas según su composición.

Emisiones producidas por animales

Las emisiones producidas por animales se calcularon con la ecuación 5 (IPCC, 2021).

$$CH_4\ Estiercol = \sum \frac{(EF_{(T)} \times N_{(T)})}{10} \quad [Ec.5]$$

Dónde:

CH₄ Estiercol = emisiones de CH₄.

EF_(T) = factor de emisión para la población de ganado definida kg CH₄ cabeza⁻¹ año⁻¹

N_(T) = cantidad de cabezas ganado T del país.

T = especie/ categoría de ganado.

Emisiones a causa de los fertilizantes

Las emisiones a causa de los fertilizantes se calcularon con la ecuación 6 (IPCC, 2021).

$$Emisiones\ N_2O = \sum (Consumo\ N \times FE) [Ec.6]$$

Emisiones N₂O =Emisiones expresadas en t.

Consumo N =consumo de nitrógeno (Kg/año).

Posteriormente, se calcularon las emisiones totales de GEI expresadas en Tn de CO₂ eq con su correspondiente potencial de calentamiento global (IPCC) de GEI (ecuación 7).

$$CO_{2eq} = \sum (emision_{GEI} \times PCG) \quad [Ec.7]$$

$$CO_{2eq} = CO_2 \times 1 + CH_4 \times 21 + N_2O \times 310 \quad [Ec.8]$$

Dónde:

Emision_{GEI} = Emisiones de CO₂, CH₄ y N₂O expresado en T

PCG = Potencial de Calentamiento Global de GEI.

Los valores del Potencial de Calentamiento Global se exponen en la tabla 1.

Resultados y Discusión

Se identificaron las principales fuentes de emisión (tabla 2), organizadas según los tres alcances establecidos por el Protocolo de Gases de Efecto Invernadero (GHG Protocol): alcance 1 (emisiones directas), alcance 2 (emisiones indirectas por consumo de electricidad) y alcance 3 (otras emisiones indirectas). Además, se detallan los tipos de GEI identificados, siendo los más relevantes el CO₂, el CH₄ y el N₂O, mismos que fueron generados por diversas actividades institucionales, tales como el consumo de combustibles fósiles, el uso de energía eléctrica, la generación de residuos y el transporte.

Respecto a las emisiones directas (alcance 1), se identificaron diversas fuentes generadoras de GEI dentro de las actividades propias de la ESPAM MFL. Estas se originan de procesos que ocurren dentro de los límites operacionales de la institución y que están bajo su control directo. En la tabla 3, se desglosan las principales fuentes de emisión asociadas a este

Tabla 1. Potencial de Calentamiento Global de GEII

Gas de efecto invernadero	Fórmula	Potencial de calentamiento IPCC
Dióxido de carbono	CO2	1
Metano	CH4	27,9
Óxido nitroso	N2O	273

Tabla 2. Identificación de fuentes de emisión de GEI

Alcances	Fuentes de emisión	Área / Unidad	GEI emitido
Alcance 1	Aire acondicionado (refrigerante fugado)		CO2
	Movilidad institucional (consumo combustible de instalaciones o maquinaria)	Unidades académicas	CO2 - CH4 - N2O
	Aplicación de fertilizantes nitrogenados	Áreas de cultivo	CO2 - N2O
	Crianza de animales	Hato porcino y bovino	CH4
	Consumo de GLP	Bares de comida	CO2 - CH4 - N2O
Alcance 2	Consumo eléctrico	Unidades académicas	CO2
Alcance 3	Transporte laboral hacia el campus (docentes, estudiantes, etc.)	Unidades académicas	CO2 - CH4 - N2O
	Generación de residuos	Aguas residuales	CH4

alcance.

Entre las fuentes más representativas descritas en la tabla 3, destaca el uso de sistemas de aire acondicionado en las unidades académicas, que generaron 121,86 Ton de CO2 eq/año, debido a fugas de refrigerante. En el campus universitario del Noreste de México, se determinó una huella de carbono procedente del aire acondicionado de 141 Ton de CO2 eq/año (Ríos et al., 2023). Este valor se asemeja significativamente al resultado obtenido en el presente estudio, reforzando la tendencia de que la climatización es un foco clave de las emisiones.

La movilidad institucional relacionada al consumo de combustible (gasolina) de instalaciones y/ maquinaria dentro del campus politécnico generó emisiones de 78,21 kg de CO2 /TJ, además de cantidades mínimas de 0,028 kg de CH4/TJ y 0,009 kg de N2O/TJ. Esto equivale a una huella de carbono total de 81,46 Ton de CO2 eq/año. Respecto a la movilidad laboral, el consumo de diésel generó emisiones de 378,84 kg de CO2/TJ; 0,02 kg de CH4/TJ y 0,020 kg de N2O/TJ. El valor total de estas emisiones fue de 384,84 Ton de CO2 eq/año. En la localidad de San Juan de Lurigancho, las emisiones de GEI por el consumo de diésel y gasolina fueron de 63,48 Ton de CO2 eq/año y 10,66 Ton de CO2 eq/año, respectivamente (Lamas, 2024).

Se observa que, ambos registros se sitúan por debajo de los obtenidos en el presente estudio, lo que manifiesta una mayor intensidad de emisiones en la movilidad analizada en el campus politécnico. Según Zabala et al. (2023) el diésel genera mayor aporte de

CO2 que la gasolina, debido a que, durante el proceso de combustión, la estructura química del diésel produce mayor liberación de carbono, a diferencia de la gasolina, que origina una cantidad menor del gas. En cuanto a la aplicación de fertilizantes nitrogenados en las áreas de cultivos se produjo 0,02 kg de N2O, equivalente a 5,46 Ton de CO2 eq/año.

En las instalaciones del campus de la Escuela Superior de Agricultura Luiz de Queiroz de la Universidad de Sao Paulo ESALQ - USP, los insumos utilizados generaron 81,72 Ton de CO2 equivalente (Campos, 2020), siendo un valor superior al obtenido en la ESPAM MFL. Qin et al. (2020) indican que la aplicación excesiva de fertilizantes nitrogenado en tierras de cultivos conlleva a una retención sustancial de nitrógeno en el suelo.

En el sector ganadero, el hato porcino generó emisiones de 1,10 kg de CH4, valoradas en 30,63 Ton de CO2 eq/año, mientras que, el hato bovino emitió 7,28 kg de CH4, correspondiente a un total de 203,11 Ton de CO2 eq/año. El CH4 es el gas con mayor impacto en el inventario de GEI del sector ganadero; el ganado vacuno constituye la fuente más significativa en la emisión de GEI a nivel mundial (Evangelista et al., 2024; Frascarelli et al., 2025).

El consumo de gas licuado de petróleo (GLP) en los bares de comida generó cantidades mínimas de emisiones: 41,50 kg de CO2, 0,00037 kg de CH4 y 0,0001 kg de N2O, esto como resultado del uso de cilindros, equivalente a un total de 41,63 Ton de CO2 eq/año. El GLP en bares de comida de la Universidad San Francisco de Quito presentó un valor de 61,24 kg

Tabla 3. Alcance 1 - Emisiones directas

ALCANCE 1								
Área	Emisiones directas	Dato de Actividad	Unidades de inventario	Factor de emisión según el IPCC		Kg gas	Ton de gas (ton/año)	Ton. CO2 eq. Año
Unidades académicas	Aire acondicionado (refrigerante fugado)	108,80	kg de refrigerante liberado / año	1 120	Kg CO2/kg	121 856,00	121,86	121,86
	Movilidad institucional (consumo de instalaciones o maquinaria)	1 129	TJ de gasolina/año	69 300,00	Kg CO2/TJ	78 208,76	78,21	81,46
				25,00	Kg CH4/TJ	28,21	0,028214	
				8,00	Kg N2O/TJ	9,03	0,009028	
	Actividades laborales (consumo de diésel y de instalaciones y maquinaria)	5 112	TJ de diésel / año	74 100,00	Kg CO2/TJ	378 835,46	378,84	384,84
				3,90	Kg CH4/TJ	19,92	0,02	
				3,90	Kg N2O/TJ	19,94	0,020	
Áreas de cultivo	Aplicación de fertilizantes nitrogenados	2 000,00	kg fertilizante (urea, NPK, etc) /año	0,01	kg N2O/kg	20,00	0,02	5,46
Hato porcino	Crianza de animales	61	número de cerdos	18	kg CH4/ Cabezas/año	1 098,00	1,10	30,63
Hato bovino	Crianza de animales	130	número de vacas	56	kg CH4/ Cabezas/año	7 280,00	7,28	203,11
Bares de comida	Consumo de GLP	0,74	TJ / año	56 100	kg CO2/TJ	41 501,658	41,50	41,63
				5	kg CH4/TJ	3,70	0,0037	
				0,1	kg N2O/TJ	0,07	0,0001	

Tabla 4. Alcance 2 - Emisiones indirectas de consumo eléctrico

ALCANCE 2								
Área	Emisiones indirectas	Dato de Actividad	Unidades de inventario	Factor de emisión	Kg gas	Ton de gas (ton/año)	Ton. CO2 eq. Año	
UDIV	Consumo eléctrico	1 691 358,00	kWh/d en el campus	0,3	Kg CO2/ kWh	121 856,00 kg CO2eq	121,86	507,41

de CO2 y 0.004 kg de CH4 (Pérez, 2018). Las emisiones incluidas en el alcance 2 (tabla 4) se deriva al consumo de electricidad requerido por la infraestructura institucional. Aunque dichas emisiones no se generen directamente dentro del campus, están asociadas a la generación eléctrica del proveedor externo, por lo que representa un componente significativo del inventario total de GEI de la institución.

Durante el año 2024, la ESPAM MFL registró un consumo de 1 691 358,00 kWh/d en el campus, lo que al ser

evaluado con un factor de emisión de 0.3 kg de CO2 por kWh, resultó una emisión estimada de 121,86 kg de CO2, representando un total de 507,41 Ton de CO2 eq/año. Este valor refleja el impacto ambiental del uso energético cotidiano en las funciones sustantivas de la universidad.

En la ESALQ- USP las emisiones de CO2 del consumo energético fue de 6 826,93 Ton de CO2 eq/año (Campos, 2020); este alto porcentaje se atribuye principalmente a la densidad de laboratorios de

Tabla 5. Alcance 3 - Otras emisiones indirectas

ALCANCE 3								
Área	O t r a s emisiones indirectas	Dato de Actividad	Unidades d e inventario	Factor de emisión del IPCC	Kg gas	T o n de gas (t o n / año)	T o n . C O 2 e q . Año	
Unidades académicas	Transporte de personal en buses (docentes, estudiantes, etc)	0,856	TJ de diésel / año	7 4 100,00	Kg CO2/ TJ	63 463,35	63,46	
				3,90	Kg CH4/ TJ	3,34	0,0003	64,47
				3,90	Kg N2O/ TJ	3,34	0,0003	
	A g u a s residuales	3 891	# de personas q u e asisten al campus	1,752	Kg de C H 4 / persona / año	6817,0320	6,82	190,20

investigación, así como a la infraestructura academica que comprende aulas de clase, auditorios y centros de documentación (Larios et al., 2022).

Respecto al alcance 3 (tabla 5), se identificaron las emisiones indirectas provenientes a partir de actividades que no son controladas directamente por la ESPAM MFL, pero están vinculadas con su funcionamiento institucional. Este alcance incluye, entre otras, las emisiones derivadas del transporte de personas en buses y el tratamiento de los efluentes líquidos. Para el año 2024, la fuente más significativas de este alcance fue el transporte, aportando factores de emisión de 63,46 Kg de CO2/TJ y 0,0003 de Kg/ TJ para el CH4 y N2O. El total de estas emisiones equivale a 64,47 Ton de CO2 eq/año. Por su parte, la Universidad Nacional de Ucayali de Perú, Ruiz (2019) obtuvo como resultados que el uso de transporte fue la principal fuente de emisión con 117,77 Ton de CO2 eq/año.

Con respecto a las aguas residuales, se determinó que dentro del campus se generaron un total de 6,82 kg

de CH4, lo que equivale a 190,20 Ton de CO2 eq/año. En la Universidad Técnica de Machala, se generan grandes volúmenes de aguas residuales, debido al número de personas que utilizan los servicios sanitarios, generando aguas grises y negras (Ferrer et al., 2021). Chavarría et al. (2016) argumentan que la expansión demográfica de la institución conlleva a una mayor generación de aguas residuales.

En la figura 2, se identifica con claridad la magnitud de los aportes de cada GEI y su origen según las fuentes de emisión institucional. El CO2 es el gas con mayor volumen de emisión, siendo generado en las tres categorías del inventario. En el alcance 1 (emisiones directas), el CO2 se libera principalmente por consumo de combustibles con un total de 78,21 Ton de CO2/año, constituyéndose como la principal fuente de emisiones totales de la institución. Asimismo, la fuga de refrigerantes de los sistemas de aire acondicionados contribuyó con 121,86 Ton de CO2 eq/año, así como por el consumo de GLP en los

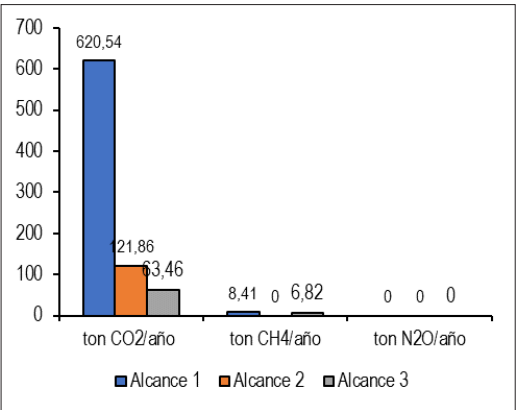


Figura 2. Gases generados de efecto invernadero en la ESPAM MFL

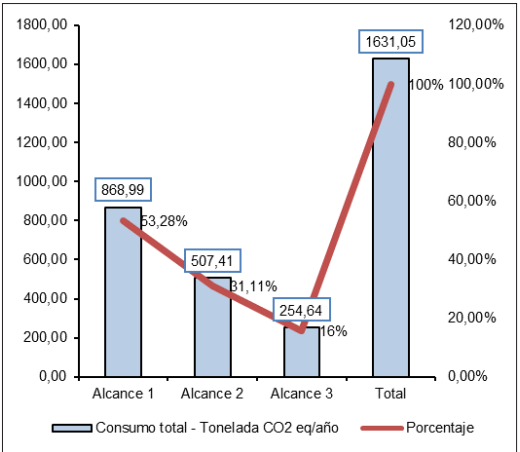


Figura 3. Emisiones totales

bares de comida, aunque en este último caso con una emisión poco representativa (41,50 Ton de CO₂/año). Con respecto al alcance 2, derivado del consumo energético, se reportan 121,86 Ton de CO₂/año, siendo la segunda fuente más importante de CO₂. Por su parte, el mayor aporte de este gas en el alcance 3, corresponde al transporte de personas en buses con 63,46 Ton de CO₂/año.

En cuanto al CH₄, su emisión se concentra exclusivamente en el alcance 1, y está directamente relacionada con actividades agropecuarias. Las principales fuentes de metano son la crianza de animales, tanto en el hato porcino como en el hato bovino, con emisiones 1,10 y 7,28 Ton de CO₂/año respectivamente, siendo el hato bovino la fuente

dominante. Por su parte, en el alcance 3 las aguas residuales contribuyen con 6,82 Ton de CO₂/año. Estas emisiones de metano, aunque menores en comparación con las de CO₂, tienen un impacto climático significativo debido al alto potencial de calentamiento global del CH₄. De acuerdo con Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación [FAO] (2023) los sistemas agroalimentarios ganaderos son responsables del 12% de todas las emisiones de GEI, lo que equivale a 6,2 Gt de CO₂ equivalente; el sector ganadero produce 54% de CH₄, 31% de CO₂ y 15% de N₂O.

Respecto al N₂O, la figura 2 evidencia que no se registraron emisiones significativas en ninguno de los tres alcances. No obstante, en la tabla de inventario se observa que este gas está considerado, particularmente asociado con la aplicación de fertilizantes nitrogenados en las unidades de producción agrícola, y al consumo de diésel y GLP. A pesar de su baja representación cuantitativa en la figura, el N₂O es un gas con un potencial de calentamiento global considerablemente alto (272 veces superior que el CO₂), por lo que incluso pequeñas cantidades pueden tener un efecto climático notable. Esto sugiere que la institución podría revisar las metodologías de cálculo de las emisiones de N₂O y fortalecer el seguimiento de estas actividades, especialmente en prácticas agrícolas o de mantenimiento de áreas verdes.

En síntesis, las emisiones totales generadas por la ESPAM MFL durante el año 2024 ascienden a 1 631,05 Ton de CO₂ eq/año, resultando del análisis integrado de las emisiones directas e indirectas asociadas a las actividades institucionales. Tal como se detalla en la figura 3, la mayor contribución derivó del alcance 1, el cual representó el 53,28% del inventario total. Esta cifra refleja el impacto predominante de las fuentes directas de emisión bajo el control de la entidad, tales como el consumo de combustible por actividades y movilidades laborales.

En segundo lugar, el alcance 2 contribuyó con un 31,11% del total, asociado principalmente al consumo de energía eléctrica en las unidades

académicas, por tanto, resulta indispensable adoptar estrategias de ahorro energético y la evolución hacia alternativas renovables. Finalmente, el alcance 3, correspondientes a emisiones indirectas como el uso de combustibles por buses, constituyó el 16% del impacto general, lo que indica un impacto comparativamente menor a comparación del consumo de combustibles por actividades laborales.

Los datos presentados en la presente investigación concuerdan con diversos estudios que indican que las emisiones de los GEI en universidades provienen principalmente por el consumo de combustible, electricidad y transporte. En un campus universitario de Colombia, se determinó que las emisiones directas (alcance 1) producidas por el uso de combustibles fósiles generaron un total de 76,1 Ton de CO₂ eq, las emisiones indirectas asociadas con el consumo energético (alcance 2) fueron de 221,6 Ton de CO₂ eq y, las emisiones indirectas (alcance 3) fueron de 8 671,1 Ton de CO₂ eq, siendo la mayor proporción de las emisiones totales (Varón et al., 2021). Por otro lado, en la Universidad de Aarhus reveló que el alcance 1 provenientes del consumo de combustible y las emisiones agrícolas aportaron con 5 811 Ton de CO₂ eq, las emisiones del alcance 2 derivadas de la electricidad fueron de 8 717 Ton de CO₂ eq y el alcance 3 provenientes de los viajes aéreos, generación de aguas residuales y emisiones asociadas a las inversiones de la institución fueron de 5 795 Ton de CO₂ eq (Stridsland et al., 2023).

Con base al cálculo de la huella de carbono durante el 2024 en la ESPAM MFL, es recomendable implementar acciones que permitan reducir las emisiones de CO₂ generadas por el uso de combustible, el consumo energético y la movilidad o transporte de los estudiantes y docentes.

Desde un enfoque técnico, para disminuir las emisiones provenientes del consumo de combustibles resulta indispensable reducir el consumo específico de combustible por unidad de servicio e implementar programas de mantenimiento preventivo. Asimismo, resulta esencial efectuar un sistema de gestión para controlar el tiempo de operación de las maquinarias y, además se sugiere utilizar lubricantes alternativos que permitan reducir las emisiones de CO₂ en la institución.

Desde un enfoque de gestión energética eficiente, resulta pertinente integrar sistemas de generación distribuida mediante fuentes renovables en la infraestructura del campus. Esta transición permitiría mitigar las emisiones de CO₂ asociadas al consumo eléctrico y reducir la dependencia de la red convencional. Por tanto, es necesario optar por las instalaciones de sistemas fotovoltaicos interconectados a la red para disminuir el consumo energético y aporta un autoconsumo sostenible (Campos, 2025). Desde una perspectiva práctica, mediante esta propuesta se promueve la movilidad sostenible como un pilar central dentro de la política

de responsabilidad social y ambiental, es decir, se plantea el uso de bicicletas o motocicletas eléctricas a estudiantes o docentes que viven cerca del campus politécnico, como una opción viable y sostenible ante la reducción de CO₂ por el uso de transporte (Aguilar, 2024).

Desde el punto de vista de mitigación, la ESPAM MFL debe aprovechar su enfoque agropecuario, convirtiendo las áreas del campus politécnico en sumideros de carbono, por tanto, es necesario aumentar cultivos o plantaciones que capten carbono. La expansión de cultivos permanentes con alta capacidad de fijación de CO₂ como el cacao; el secuestro de carbono a través de sistemas de producción de cacao constituye una alternativa sostenible para la mitigación del cambio climático, gracias a que actúa como un sumidero natural que integra el carbono en la estructura vegetal y la materia orgánica del suelo (Bermello et al., 2024).

Conclusión

Con un total de 1 631,05 Ton de CO₂ equivalente/año registrados en la anualidad 2024, la huella de carbono de la ESPAM MFL destaca una alta dependencia de las fuentes del alcance 1 con el 53,28% del total, seguido por el alcance 2 con 31,11% y el alcance 3 con 16%. Los principales contribuyentes a la generación de GEI son el consumo de combustible por actividad y movilidad laboral y la electricidad. Las estrategias de mitigación ayudarán a encaminar a la institución hacia un modelo de emisiones netas cero y desarrollo sostenible.

Recomendaciones

Se recomienda a la ESPAM MFL establecer un inventario de GEI de carácter permanente, que permita cuantificar, monitorear y verificar las emisiones de los tres alcances dentro del campus politécnico en los años posteriores. El inventario de GEI servirá a la institución como línea base para la formulación de un plan de mitigación que ayuden a controlar las emisiones de carbono y conlleven hacia la neutralidad de carbono institucional. Además, se sugiere implementar tecnologías verdes dentro del campus para reducir las emisiones de CO₂ derivadas de las operaciones institucionales.

Referencias bibliográficas

- Aghamolaei, R. y Fallahpour, M. (2023). Strategies towards reducing carbon emission in university campuses: A comprehensive review of both global and local scales. *Journal of Building Engineering*, 76. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jobe.2023.107183>
- Aguilar, M. (2024). Metodología para el cálculo de la huella carbono en las universidades cubanas. Estudio de caso: Universidad de La Habana. Congreso Universidad, 11(1). Obtenido de <https://revista.congresouniversidad.cu/congreso/article/view/5/29>
- Alarcón, M., Montilla, Y., Linares, B. y Alarcón, M. (2024). Huella de carbono en microempresas generada por el consumo de energía eléctrica: Un enfoque práctico. *Revista Social Fronteriza*, 4(5). doi:[https://doi.org/10.59814/resofro.2024.4\(5\)453](https://doi.org/10.59814/resofro.2024.4(5)453)
- Alcaraz, A. y Alonso, P. (2019). La contribución de las universidades a la Agenda 2030. Obtenido de Universitat de Valencia: https://www.uv.es/coopweb/Libro%20Agenda/Contribucion%20universidades%20a%20ODS_sin%20blancas.pdf
- Ali, S. y Ahmad, N. (2021). Reviewing the strategies for climate change and sustainability after the US defiance of the Paris Agreement: an AHP-GMCR-based conflict resolution approach quantile regression. *Environment, Development and Sustainability*, 23. <https://doi.org/10.1007/s10668-020-01147-5>
- Aponte, H. (2017). Propuesta de estrategias de mitigación a partir del cálculo de la huella de carbono de los campus Norte y Sur de la Universidad de Ciencias Aplicadas y Ambientales U.D.C.A en los años 2014 - 2015. Obtenido de Universidad de Ciencias Aplicadas y Ambientales U.D.C.A: <https://repository.udca.edu.co/server/api/core/bitstreams/af7f616b-7351-4d82-9d01-c4fd4a4a2d6/content>
- Arvildo, P. (2021). Estimación de la huella de carbono de la Unidad de Gestión Educativa Local - Leoncio Prado, periodo 2015 - 2019. Obtenido de Universidad Nacional Agraria de La Selva: <https://repositorio.unas.edu.pe/server/api/core/bitstreams/4a4dc99f-73b1-4165-beb7-c651c5166b65/content>
- Banco Mundial. (2021). Hoja de ruta para la acción climática en América Latina y el Caribe 2021 - 2025. Obtenido de Grupo Banco Mundial: <https://openknowledge.worldbank.org/server/api/core/bitstreams/1a7421c1-fa2b-58b9-b2ed-b8f6e07bf392/content>
- Banguera, H. (2021). Estimación de las emisiones de gases de efecto invernadero provenientes de las actividades realizadas por una consultora ambiental, mediante el cálculo de la huella de carbono. Obtenido de Universidad Agraria del Ecuador: <https://cia.uagraria.edu.ec/Archivos/BANGUERA%20ERAZO%20HUGO%20DANIEL.pdf>
- Bautista, J., Sierra, Y. y Bermeo, J. (2023). Emisiones de Gases de Efecto Invernadero en las Instituciones de Educación Superior. *Revista Producción + Limpia*, 17(1). doi:<https://doi.org/10.22507/pml.v17n1a10>
- Bekun, F. (2024). Race to carbon neutrality in South Africa: What role does environmental technological innovation play? *Applied Energy*, 354. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2023.122212>
- Bermello, Á., Briones, L. y Vivas, H. (2024). Captura de carbono en cacao (*Theobroma cacao* L.): Una estrategia de adaptación al cambio climático. *Revista Científica Ciencias Naturales y Ambientales*, 18(2), 591 - 598. <https://doi.org/10.53591/cna.v18i2.1925>
- Campos, C. (2020). Huella de carbono en el campus central de la Escuela Superior de Agricultura Luiz de Queiroz de la Universidad de Sao Paulo, Piracicaba, Estado de Sao Paulo, Brasil. Obtenido de Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza de Amazonas: <https://repositorio.untrm.edu.pe/bitstream/handle/20.500.14077/2085/Campos%20Quir%C3%B3z%20Clara%20Nely.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Campos, C. (2025). Cálculo de la huella de carbono y propuesta de plan de mejora en el Instituto de Educación Superior Tecnológico Huando - Lima 2022. Obtenido de Universidad Nacional José Faustino Sánchez Carrión.
- Cano, N., Berrio, L. y Arango, S. (2023). Assessing the carbon footprint of a Colombian University Campus using the UNE-ISO 14064-1 and WRI/WBCSD GHG Protocol Corporate Standard. *Environmental Science and Pollution Research*, 30.
- Carrillo, G. y Rivera, M. (2020). Formulación de soluciones tecnológicas que mitiguen la huella de carbono en la Universidad Santo Tomás, Sede Aguas Claras - Villavicencio. Obtenido de Universidad

- Santo Tomás: <https://repository.usta.edu.co/bitstream/handle/11634/32023/2021mariarivera.pdf?sequence=6&isAllowed=y>
- Chavarria, F., Molina, O., Gamboa, R. y Rodríguez, J. (2016). Measurement of Carbon Footprint at National University of Costa Rica for 2012-2014. Heading for Carbon Neutrality. UNICIENCIA, 30(2), 47 - 62. <http://dx.doi.org/10.15359/ru.30-2.4>
- Chen, R., Zhang, R. y Han, H. (2021). Where has carbon footprint research gone? Ecological Indicators, 120. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106882>
- Comisión Económica para América Latina y el Caribe [CEPAL]. (2020). Emisiones de dióxido de carbono (CO2) (Total, por habitante y por producto interno bruto). Obtenido de CEPAL: https://statistics.cepal.org/portal/databank/index.html?lang=es&indicator_id=2027
- Criollo, N., Ramírez, A., Salas, D. y Andrade, R. (2020). The Role of Higher Education Institutions Regarding Climate Change: The Case of Escuela Superior Politécnica del Litoral and its Carbon Footprint in Ecuador. ASME Digital Collection. <https://doi.org/10.1115/IMECE2019-10676>
- Evangelista, C., Milanese, M., Pietrucci, D., Chillemi, G. y Bernabucci, U. (2024). Enteric Methane Emission in Livestock Sector: Bibliometric Research from 1986 to 2024 with Text Mining and Topic Analysis Approach by Machine Learning Algorithm. Animals, 14(21). <https://doi.org/10.3390/ani14213158>
- Ferrer, J., Blacio, S., Vera, T., Gadway, K. y Muñoz, G. (2021). Huella de carbono de la Universidad Técnica de Machala período 2018-2020. Revista Científica Dominio de Las Ciencias, 7(5), 78 - 92. <http://dx.doi.org/10.23857/dc.v7i5.2235>
- Flores, J. (2022). Huella de carbono en la ciudad universitaria de la Universidad Nacional del Centro del Perú. Obtenido de Universidad Nacional del Centro del Perú: https://repositorio.uncp.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12894/9705/T010_71200576_T.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Frascarelli, A., Ciliberti, S., Lilli, S., Pascolini, P., Orlando, J. y Tiradritti, M. (2025). Comparative Techno-Economic and Carbon Footprint Analysis of Semi-Extensive and Intensive Beef Farming. Agriculture, 15(5), 472. <https://doi.org/10.3390/agriculture15050472>
- Guerrero, A. y García, F. (2023). Evolución y Estado de la Huella de Carbono de la Universidad Miguel Hernández de Elche. Año 2022. Electrónica Universidad Miguel Hernández de Elche.
- Guillén, S. (2023). Universidades líderes en sostenibilidad: un análisis de las iniciativas de huella de carbono en Latinoamérica. South Sustainability, 4(2), 1 - 24. doi: 10.21142/SS-0402-2023-e081
- Hinostroza, M. (2019). Huella de carbono del traslado de estudiantes, profesores y trabajadores de la Universidad Ricardo Palma (URP). Obtenido de Universidad Nacional Agraria La Molina: <https://repositorio.lamolina.edu.pe/server/api/core/bitstreams/8b12eef4-1428-4687-aed5-1d3accb27107/content>
- Lamas, A. (2024). Estimación de la huella de carbono en la gestión de áreas verdes y propuesta de estrategias de economía circular para su reducción en el Distrito de San Juan de Lurigancho, 2024. Obtenido de Universidad Privada del Norte: <https://repositorio.upn.edu.pe/backend/api/core/bitstreams/17527b3e-14c5-417c-aa9d-c12b3cdd2f55/content>
- Larios, M., Ariza, V. y Zuleta, M. (2022). Huella de carbono institucional como indicador de sostenibilidad en la Universidad de la Costa - CUC. Obtenido de Universidad de La Costa.
- Li, C., Solangi, Y. y Ali, S. (2021). Evaluating the Factors of Green Finance to Achieve Carbon Peak and Carbon Neutrality Targets in China: A Delphi and Fuzzy AHP Approach. Sustainability, 15(3). <https://doi.org/10.3390/su15032721>
- Mellano, N. y Carrasco, S. (2021). Huella de carbono en Latinoamérica como herramienta de medición de impacto ambiental en Instituciones privadas, 2017-2021. Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar, 5(5). https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v5i5.1050
- Muentes, J., Alcivar, M., León, E. y Chata, C. (2023). Sustainability in Higher Education Institutions: Theoretical Management of the Carbon Footprint at UNESUM. ESPOCH Congresses: The Ecuadorian Journal of S.T.E.A.M., 3(1), 160 - 171. doi:10.18502/epoch.v3i1.14423
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación [FAO]. (2023). Pathways towards lower emissions. A global assessment of the greenhouse gas emissions and mitigation options from livestock agrifood systems. Obtenido de FAO: <https://openknowledge.fao.org/items/b3f21d6d-bd6d-4e66-b8ca-63ce376560b5>
- Padrón, C. (2023). Actualización de la huella de carbono de la Universidad Católica Andrés Bello Sede Montalbán para el año 2022. Revista Avances en Ciencias e Ingenierías, 15(2), 1 - 14. <https://doi.org/10.18272/aci.v15i2.3017>
- Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático [IPCC]. (2023). Sexto Informe de Evaluación. Informe de Síntesis 2023. Obtenido de IPCC: <https://apps.ipcc.ch/outrreach/documents/703/1689183149.pdf>
- Parlamento Europeo. (2023). Emisiones de gases de efecto invernadero por país y sector. Obtenido de https://www.europarl.europa.eu/pdfs/news/expert/2018/3/story/20180301STO98928/20180301STO98928_es.pdf
- Paspuezan, J. y Mozo, A. (2023). Determinación de huella de carbono y desarrollo de un plan piloto basado en la ISO 14064 en dos obras Salesianas ubicadas en Quito, Ecuador. Obtenido de Universidad Politécnica Salesiana: <https://dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/24413/1/TTS1187.pdf>
- Pérez, A., Oblitas, A. y Ocaña, C. (2022). Estimación de huella de carbono en la Universidad Nacional de Jaén para el 2021. Obtenido de Universidad Nacional de Jaén: https://repositorio.unj.edu.pe/bitstream/UNJ/549/1/IFT_P%3c%a9rez%20D%3c%adaz%20y%20Oblitas%20Romero_IFA.pdf
- Pérez, P. (2018). Huella de carbono de la Universidad San Francisco de Quito año 2017 y plan de mitigación de emisiones de CO2-eq. Obtenido de Universidad San Francisco de Quito USFQ: <https://www.usfq.edu.ec/sites/default/files/2023-07/actualizacion-huella-carbono-2017.pdf?itok=kUPEqx3Nt>
- Qin, H., Xing, X., Tang, Y., Zhu, B., Wei, X., Chen, X. y Liu, Y. (2020). Soil moisture and activity of nitrite- and nitrous oxide-reducing microbes enhanced nitrous oxide emissions in fallow paddy soils. Biology and Fertility of Soils, 56, 53 - 67. <https://doi.org/10.1007/s00374-019-01403-5>
- Raihan, A. (2023). Toward sustainable and green development in Chile: Dynamic influences of carbon emission reduction variables. Innovation and Green Development, 2(2). <https://doi.org/10.1016/j.igd.2023.100038>
- Ríos, C., Martínez, C., Maldonado, E. y Galarza, O. (2023). Huella de carbono del consumo eléctrico de un campus universitario del noreste de México. Cub@: Medio Ambiente y Desarrollo, 23, 1 - 7.
- Ruiz, M. (2019). Cálculo de la huella de carbono en la Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales de la Universidad Nacional de Ucayali para la elaboración de un plan de carbono neutro, Pucallpa - Perú. Obtenido de Universidad Nacional de Ucayali.
- Salazar, F., Valencia, M., Velasco, A. y Ochoa, V. (2019). Actualización de la huella de carbono de la Universidad San Francisco de Quito USFQ para el año 2015. ACI Avances En Ciencias E Ingenierías, 11(2), 254 - 265. <http://dx.doi.org/10.18272/aci.v11i2.450>
- Sánchez, D. (2023). Huella de carbono en el campus universitario de las universidades Peruana de los Andes.

- Obtenido de Universidad Peruana Los Andes.
- Shi, S. y Yin, J. (2021). Global research on carbon footprint: A scientometric review. *Environmental Impact Assessment Review*, 89. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2021.106571>
- Stridsland, T., Stoubjerg, A. y Sanderson, H. (2023). A hybrid approach to a more complete emissions inventory: a case study of Aarhus University. *Carbon Management*, 14(1). doi:<https://doi.org/10.1080/17583004.2023.2275579>
- Torres, M. (2023). Cálculo huella de carbono Corporación Colombiana de Logística. Obtenido de Universidad El Bosque: <https://repositorio.unbosque.edu.co/server/api/core/bitstreams/b84c695f-0a8b-44f1-b037-81f3f81e745a/content>
- Traub, J. (2023). Evolución de la Huella de Carbono de Universidades Públicas de la Comunidad de Madrid en sus tres alcances. Obtenido de Universidad Politécnica de Madrid: https://oa.upm.es/75667/3/TFM_Traub_Gainsborg_Jose.pdf
- Umar, M. y Safi, A. (2023). Do green finance and innovation matter for environmental protection? A case of OECD economies. *Energy Economics*, 119. <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2023.106560>
- Valls, K. y Bovea, M. (2021). Carbon footprint in Higher Education Institutions: a literature review and prospects for future research. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 23, 2523 - 2542.
- Varón, M., Osorio, J. y Morales, T. (2021). Carbon footprint of a university campus from Colombia. *Carbon Management*, 12(1), 93 - 107. <https://doi.org/10.1080/17583004.2021.1876531>
- Xiaoman, W., Majeed, A., Vasbieva, D., Yameogo, C. y Hussain, N. (2021). Natural resources abundance, economic globalization, and carbon emissions: Advancing sustainable development agenda. *Sustainable Development*, 29(5). <https://doi.org/10.1002/sd.2192>
- Yáñez, P., Sinha, A. y Vásquez, M. (2020). Carbon Footprint Estimation in a University Campus: Evaluation and Insights. *Sustainability*, 12(1). <https://doi.org/10.3390/su12010181>
- Yaro, N., Sutanto, M., Baloo, L., Habib, N., Usman, A., Yousafzai, A. y Noor, A. (2023). A Comprehensive Overview of the Utilization of Recycled Waste Materials and Technologies in Asphalt Pavements: Towards Environmental and Sustainable Low-Carbon Roads. *Processes*, 11(7). <https://doi.org/10.3390/pr11072095>
- Zabala, R., Guanga, D., Verdezoto, F. y Carrasco, K. (2023). La huella de carbono del parque automotor en el 2019 de la Universidad Nacional de Chimborazo, Ecuador. *Polo del Conocimiento*, 8(6), 257 - 273.
- Zabaleta, M. (2021). Cálculo y análisis comparativo de la huella de carbono y de la calidad del aire en la Universidad del Magdalena antes y durante la pandemia por COVID-19. Obtenido de Universidad del Norte: <https://manglar.uninorte.edu.co/bitstream/handle/10584/10005/40935289.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Zhong, S., Chen, R., Song, F. y Xu, Y. (2019). Knowledge Mapping of Carbon Footprint Research in a LCA Perspective: A Visual Analysis Using CiteSpace. *Processes*, 7(11). <https://doi.org/10.3390/pr7110818>
- Zorrilla, I. (2023). Estimación de la huella del carbono en el Campus Divino Maestro de la Universidad Estatal del Sur de Manabí, PII 2021 y PI 2022. Obtenido de Universidad Estatal del Sur de Manabí: <https://repositorio.unesum.edu.ec/bitstream/53000/5004/1/ZORRILLA%20PIONCE%20ILIANA%20AMPARO.pdf>

El acuífero de Morroa en el norte de colombia: presiones antrópicas y desafíos de gestión

The Morroa aquifer in northern colombia: anthropogenic pressures and management challenges

Andrés Lozano Flórez¹, Issaura Cogollo Anaya¹, Adrián Ortega Castaño¹

¹Universidad de Córdoba, Facultad de Ciencias Básicas, Departamento de Geografía, y Medio Ambiente, Montería, Colombia

Recibido febrero 2026, aceptado mayo 2026, en línea 18 junio 2026.

Resumen

El acuífero de Morroa, que abastece a cerca de 500.000 habitantes en Sucre y Córdoba (Colombia), atraviesa un deterioro acelerado por la sobreexplotación y la contaminación asociada a distintas actividades humanas. El estudio examina su estado actual mediante un enfoque mixto que combina análisis climatológicos, estimaciones de demanda hídrica, técnicas de análisis espacial y una revisión de las políticas públicas vigentes. Los resultados muestran un déficit crítico: la recarga natural solo alcanza el 14,78% de la demanda proyectada para 2023. También se identificaron focos de contaminación en áreas clave para la infiltración. Aunque las autoridades han impulsado medidas como recarga artificial, regulación y acciones de educación ambiental, estas presentan limitaciones institucionales y técnicas. La investigación resalta que la sostenibilidad del acuífero exige una gobernanza más sólida, apoyada en información confiable, ordenamiento territorial coherente y una participación comunitaria constante.

Palabras clave: Acuífero, Geografía, Sistemas de Información Geográfica, Gestión Ambiental, Sostenibilidad.

Abstract

The Morroa Aquifer, which supplies nearly 500,000 inhabitants in Sucre and Córdoba (Colombia), is undergoing accelerated deterioration due to overexploitation and contamination associated with various human activities. This study examines its current condition through a mixed-methods approach that integrates climatological analysis, water demand estimations, spatial analysis techniques, and a review of existing public policies. The findings reveal a critical deficit: natural recharge meets only 14.78% of the projected water demand for 2023. Sources of contamination were also identified in key infiltration zones. Although authorities have implemented measures such as artificial recharge, regulatory instruments, and environmental education initiatives, these efforts show institutional and technical limitations. The study concludes that the aquifer's long-term sustainability depends on stronger water governance grounded in reliable technical evidence, coherent territorial planning, and sustained community participation.

Keywords: Aquifer, Geography, Geographical Information System, Environmental Management, Sustainability.

Introducción

Un acuífero es una formación geológica subterránea compuesta por materiales permeables como grava, arena o roca fracturada, que permite almacenar y transmitir agua subterránea en cantidades significativas para uso humano o natural (Custodio & Llamas, 1996). Estas reservas constituyen un recurso vital para la subsistencia, el equilibrio hídrico de ríos y humedales, y la regulación frente a eventos extremos como las sequías, desempeñando un papel

crucial en la resiliencia de los ecosistemas ante el cambio climático.

En el norte de Colombia se encuentra el acuífero de Morroa, el cual se extiende entre los departamentos de Sucre, Córdoba y una porción del departamento de Bolívar, abastece a cerca de 500.000 personas en municipios como Sincelejo, Corozal, Morroa, Los Palmitos y Sahagún (Vargas et al., 2002). No obstante, este sistema hidrogeológico enfrenta amenazas

* Correspondencia del autor:

E-mail: alozanoflorez51@correo.unicordoba.edu.co



Esta obra está bajo una licencia de creative commons: atribución-NoComercial-SinDerivadas 4.0. Los autores mantienen los derechos sobre los artículos y por tanto son libres de compartir, copiar, distribuir, ejecutar y comunicar públicamente la obra.

críticas: la sobreexplotación y la contaminación, Quiroz (2015), comenta que la recarga natural del acuífero oscila entre 45 y 75 l/s, mientras que la extracción actual se sitúa entre 1.000 y 1.200 l/s, generando un uso intensivo que está agotando las reservas y provocando el descenso progresivo del nivel piezométrico. Este desequilibrio obedece al aumento poblacional y al crecimiento urbano, particularmente en Sincelejo, ciudad que depende en gran medida de este recurso para su abastecimiento. En respuesta, las autoridades han propuesto la construcción de obras de recarga artificial como una medida paliativa (Quiroz, 2015).

Además de la presión por la demanda, el acuífero también se ve afectado por procesos de contaminación antrópica; algunos estudios advierten que vertimientos de aguas residuales sin tratar, el uso intensivo de agroquímicos, prácticas ganaderas, pozos sépticos y basureros a cielo abierto deterioran la calidad del agua, cuya vulnerabilidad varía entre media y alta según la profundidad de la zona vadosa (Argumedo, et al., 2002; Vergara, et al. 2009). Este deterioro compromete la potabilidad del recurso, tal como lo han demostrado análisis microbiológicos que evidencian presencia de coliformes fecales (Castro y Meza, 2015).

Comprender el funcionamiento del acuífero implica considerar los conceptos de recarga y balance hídrico. La recarga, entendida como el proceso por el cual el agua procedente de la lluvia, cuerpos de agua superficiales u otras fuentes alcanza el nivel freático y se incorpora al almacenamiento subterráneo, es un indicador clave de sostenibilidad (Custodio, 1998).

Según el Péres (2018), el área aflorante del acuífero de Morroa presenta alta capacidad de infiltración, lo que la convierte en su principal zona de recarga natural. No obstante, esta función se ve obstaculizada por la deforestación, la ocupación del suelo y la falta de planificación territorial efectiva.

Frente a este panorama, surge la necesidad urgente de analizar cómo se gestiona el acuífero de Morroa por parte de las autoridades ambientales, las empresas de acueducto y la sociedad civil.

Este estudio se desarrolló bajo un enfoque mixto, estructurado en tres líneas de análisis: i) la cuantificación de la oferta hídrica y la demanda de agua actual y futura mediante balances climatológicos y proyecciones demográficas, ii) la identificación de los principales factores contaminantes y su relación con actividades humanas, y iii) la evaluación de las estrategias de planificación y gestión desarrolladas por los entes territoriales.

En particular, se estimaron la oferta y la demanda hídrica, se evaluaron los impactos de la contaminación sobre el acuífero y se analizó la eficacia de las estrategias de gestión ambiental- territorial. Así, este trabajo se convierte en un “insumo” conceptual

que permite fortalecer una gobernanza hídrica más participativa, sostenible y basada en criterios científicos, conforme a lo estipulado en el Decreto 1640 de 2012 y los lineamientos del Programa Nacional de Aguas Subterráneas (MinAmbiente, 2024).

Materiales y Método

La investigación se desarrolló a partir de un marco metodológico integral orientada al análisis de la gestión del recurso hídrico en el acuífero de Morroa. (figura 1), estructurado en tres componentes principales que responden a los objetivos específicos planteados. La investigación se desarrolló bajo un enfoque mixto, integrando métodos cuantitativos y cualitativos para el análisis integral de los componentes hidrológicos, ambientales y de gobernanza del sistema acuífero. El diseño metodológico se fundamentó en tres pilares esenciales: análisis de oferta-demanda hídrica, evaluación de la contaminación ambiental del acuífero y la revisión de estrategias de gestión propuestas por algunas entidades públicas.

Análisis de oferta-demanda hídrica

Para analizar la oferta y demanda hídrica del acuífero Morroa durante el año 2023, se integraron datos climáticos recientes, información poblacional proyectada y herramientas de análisis espacial. El enfoque adoptado permitió cuantificar con precisión tanto la recarga natural como la demanda antropogénica del sistema acuífero para el periodo de estudio.

Para la estimación de la oferta hídrica, se utilizaron datos de precipitación diaria del producto CHIRPS versión 2.0, obtenidos de la plataforma del Climate Hazards Group. Esta fuente proporcionó información con una resolución espacial de aproximadamente 5 km, específicamente procesada para el área de estudio durante todo el año 2023. Los datos de evapotranspiración real se obtuvieron del producto MOD16A2 de MODIS, disponible en Google Earth Engine con una resolución de 500 metros, cubriendo todos los meses del año en análisis.

La recarga neta fue estimada mediante un balance hídrico basado en la diferencia entre precipitación anual y evapotranspiración real.

En cuanto a la demanda hídrica, se trabajó con las proyecciones de población oficiales del Departamento Nacional de Estadística -DANE- para 2023 a nivel municipal (DANE, 2018), aplicando una dotación básica de 150 litros por habitante al día de acuerdo con el clima cálido de la zona, este parámetro se encuentra soportado por el reglamento del sector de agua potable y saneamiento básico (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, 2009).

Evaluación de la contaminación ambiental del acuífero La evaluación de la contaminación del acuífero de Morroa se fundamentó en la recopilación y análisis de información de calidad del agua y la identificación de contaminantes predominantes.

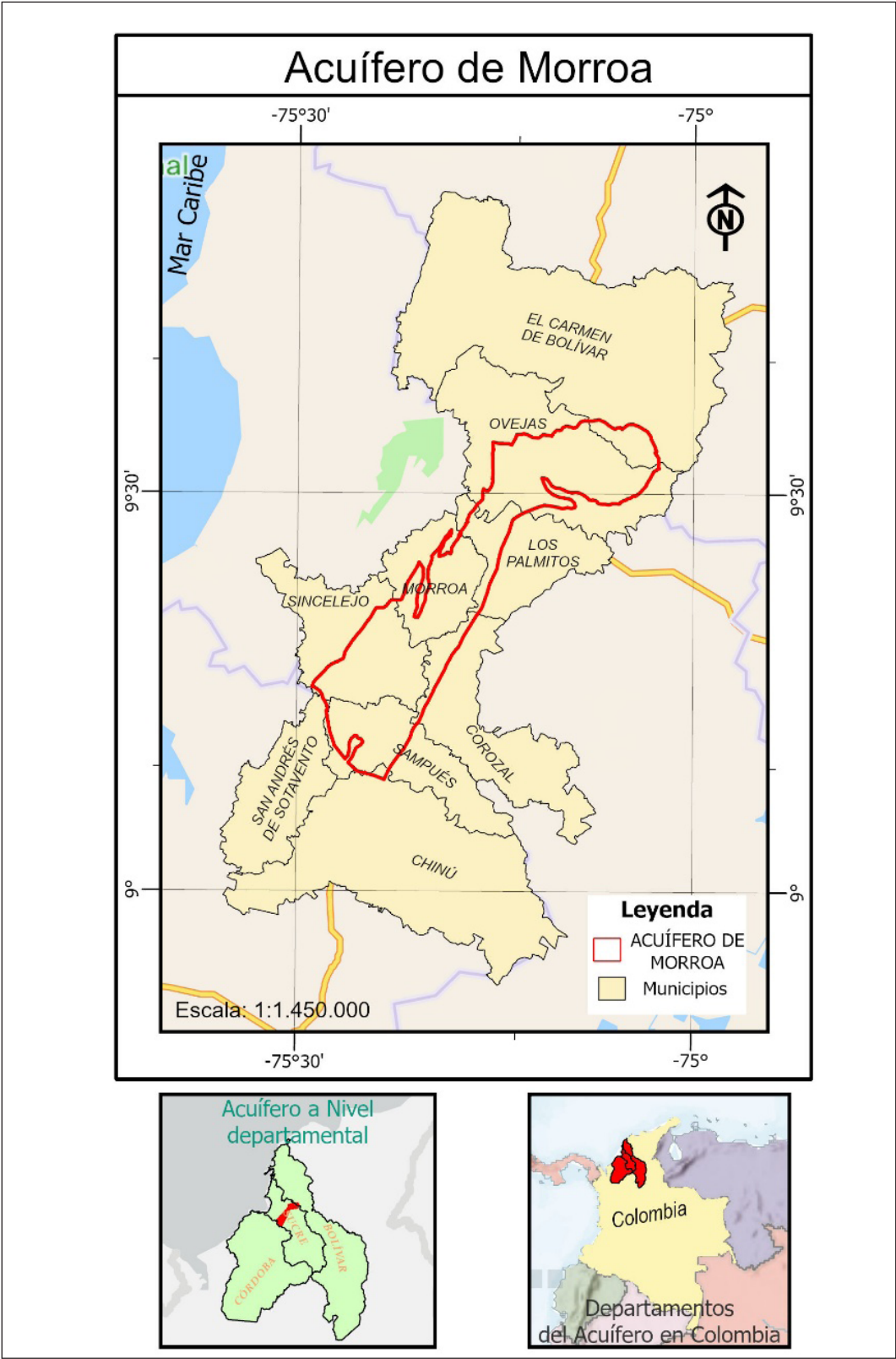


Figura 1. Mapa de Localización del Acuífero Morroa.

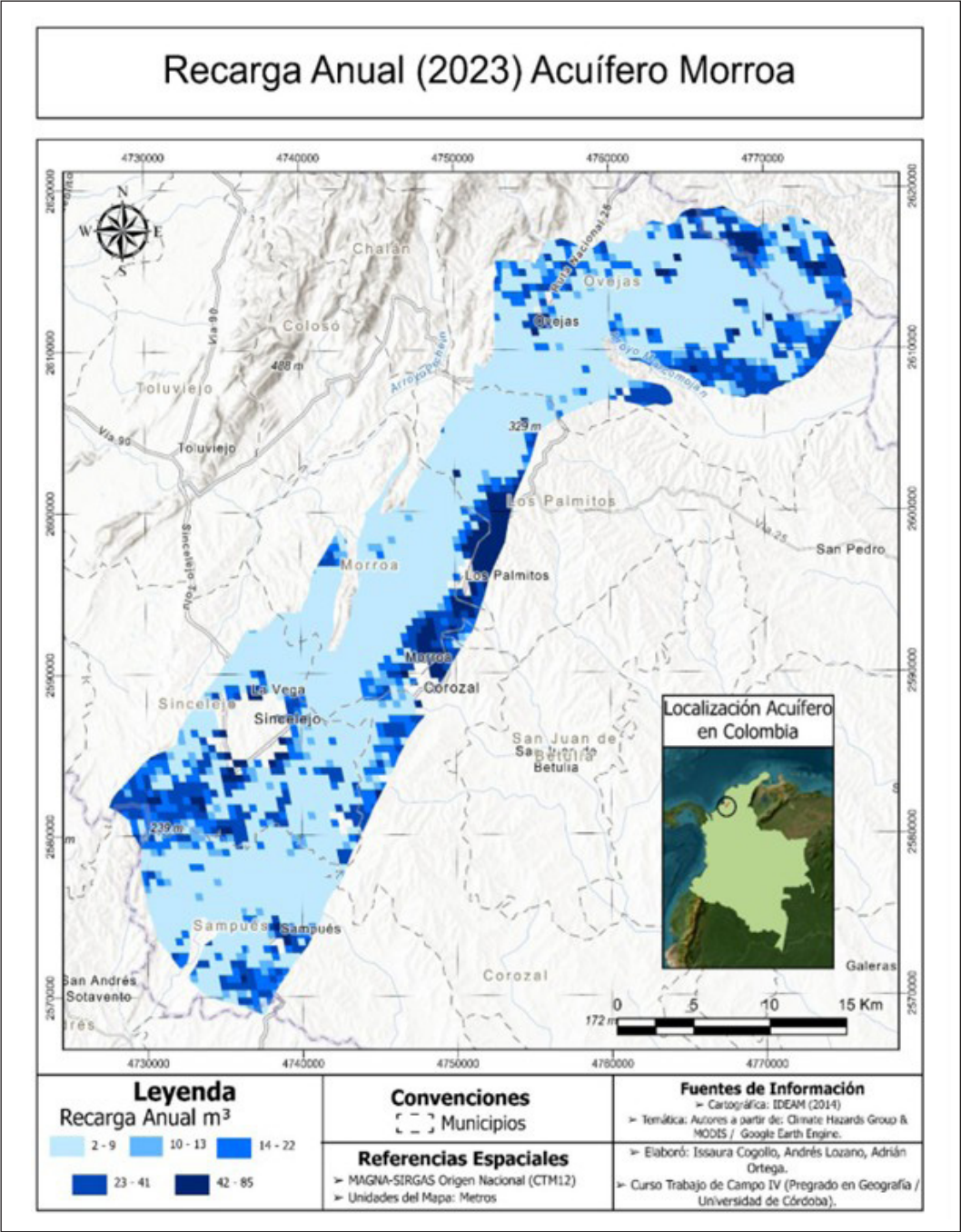


Figura 2. Mapa de recarga del acuífero de Morroa (m³).

Asimismo, se analizaron las actividades antrópicas y se caracterizaron las prácticas que inciden en la degradación del sistema, incluyendo el uso intensivo de agroquímicos, el vertimiento de aguas residuales sin tratamiento, el manejo inadecuado de residuos sólidos, la deforestación y el sobrepastoreo. Adicionalmente, se revisó literatura que sustenta la relación entre estas presiones y la afectación del acuífero.

Una vez obtenido la información de recargas del acuífero se plantea extraer información espacial de las zonas de mayor recarga del acuífero para generar un mapa de las actividades contaminantes sobre estas áreas.

Por último, se sintetiza la información recopilada más lo que demuestra el mapa para realizar un análisis

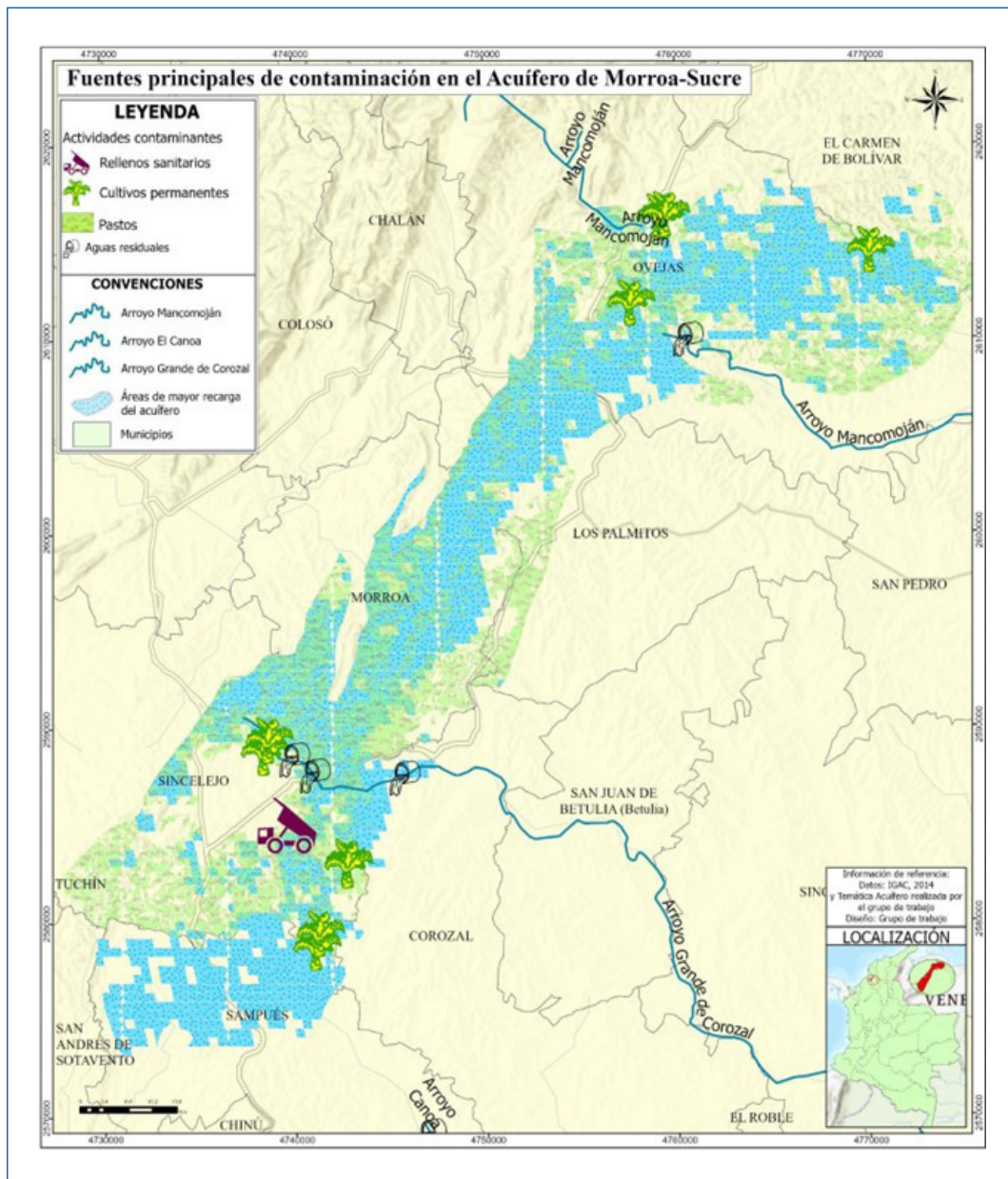


Figura 3. Mapa de las actividades contaminantes que afectan al acuífero de Morroa.

que muestre la correlación directa entre las prácticas contaminantes y los contaminantes identificados en el acuífero, para describir los posibles riesgos a los que se ve expuesto el acuífero y la calidad del agua.

Revisión de las estrategias de gestión ambiental del acuífero adoptadas por los entes territoriales

Para examinar las estrategias de planificación aplicadas por los entes territoriales al manejo del acuífero de Morroa, se adoptó una metodología de enfoque cualitativo de carácter analítico- descriptivo.

El enfoque adoptado facilitó el análisis de la estructura, el alcance y la efectividad de las intervenciones institucionales frente a los desafíos ambientales del acuífero. La investigación se basó en una revisión documental y normativa, complementada con el análisis crítico de políticas, planes y acciones implementadas en el territorio.

Resultados y discusión

El análisis espacial de la oferta hídrica, realizado mediante Sistemas de Información Geográfica (SIG),

Tabla 1. Demanda de agua por municipio en el área de influencia del acuífero de Morroa.

Municipio	Población (Proyectada A 2023)	Litros Hab/ Día	Litros Hab/ Año	Total Demanda Año 2023 (L)
Sincelejo	310.456	150	113.316.440	35.179.768.696.640
Corozal	70.591	150	25.765.715	18.188.275.875.65
Los Palmitos	24.638	150	8.992.870	2.215.663.310.60
Morroa	16.360	150	5.971.400	9.769.210.400.0
Ovejas	23.862	150	8.709.630	2.078.291.910.60
Sampués	52.591	150	19.195.715	10.095.218.475.65
Total	498.498			38.535.205.757.890

mostró que los píxeles del área del acuífero presentan en promedio, un valor de 20 m3 de recarga, lo que representa la cantidad media de agua que se infiltra al subsuelo por unidad espacial.

En la cartografía obtenida (figura 2) se observan valores máximos de recarga de hasta 85 m3/píxel, especialmente en las zonas cercanas a los cascos urbanos de Sincelejo, Corozal, Morroa, Los Palmitos, Ovejas y Sampués. En estas áreas, los valores de infiltración oscilan entre 42 y 85 m3, lo que sugiere condiciones locales más favorables para el ingreso de agua al sistema acuífero, posiblemente asociadas a factores como la topografía, tipo de suelo y cobertura del terreno.

El volumen total estimado de recarga en el área de estudio fue de aproximadamente 5.70 billones de litros (equivalente a 5,696,620,064 m3), lo que representa la capacidad máxima de renovación del acuífero bajo condiciones naturales. Esta información es clave para comprender la disponibilidad hídrica subterránea y para definir estrategias de manejo sostenible, considerando las zonas de mayor y menor recarga como criterios para ordenamiento territorial, conservación y control de extracciones.

En cuanto a la demanda hídrica, para el año 2023, la población proyectada en el área de influencia del acuífero de Morroa fue de 498,498 habitantes, de acuerdo con cifras oficiales del DANE. Tomando como base un consumo promedio de 150 litros por habitante al día, se estimó una demanda anual total de aproximadamente 38.54 billones de litros, lo que equivale a 38,535 millones de metros cúbicos de agua requeridos exclusivamente para el abastecimiento básico de la población, estos valores se relacionan en la tabla 1.

El análisis del balance hídrico revela que la oferta del acuífero sólo cubre alrededor del 14.78% de la demanda poblacional estimada, lo que deja un déficit de 85.22%. Esta brecha evidencia que, bajo las condiciones actuales, el acuífero no tiene capacidad suficiente para abastecer sosteniblemente la demanda total derivada del consumo humano, al

menos sin considerar otras fuentes complementarias o restricciones en el uso.

En relación con la contaminación del acuífero de Morroa, la calidad del agua se ve afectada por diversos factores, entre los que destacan la contaminación microbiológica y química asociada a aguas residuales y desechos de origen animal, lo que representa un riesgo para la salud humana (Castro y Meza, 2015).

Por un lado, es importante señalar que, en materia de contaminación química, las actividades agrícolas y ganaderas extensivas -predominantes en la zona de influencia del acuífero- constituyen fuentes significativas de impacto. El manejo inadecuado de residuos sólidos es otra fuente difusa de contaminación, la disposición incorrecta de basuras y otros desechos en vertederos informales a cielo abierto genera lixiviados cargados de metales pesados y otras sustancias tóxicas, estos lixiviados se filtran a través del suelo, con el potencial de alcanzar el acuífero y degradar irreversiblemente su calidad química (CARSUCRE, 2019)

Por otro lado, se encuentran: la deforestación, la eliminación de la cobertura vegetal contribuye a la pérdida de la capacidad natural del suelo para absorber agua y recargar el acuífero, sino que también fomenta la erosión. Este proceso facilita el arrastre de sedimentos y contaminantes superficiales directamente hacia el subsuelo, o los moviliza hacia cuerpos de agua que eventualmente alimentan el acuífero (CARSUCRE, 2019).

El estudio logró precisar con claridad -como se evidencia en la Figura 3- que las zonas de mayor recarga del acuífero de Morroa están siendo afectadas por diversas actividades antrópicas que representan un riesgo importante para la calidad del agua subterránea. Las principales fuentes de contaminación identificadas corresponden a: la ganadería extensiva, la agricultura intensiva, la presencia de rellenos sanitarios y el vertimiento de aguas residuales en arroyos que atraviesan varios municipios del área de influencia.

Estas actividades generan una carga de contaminantes que es absorbida por los suelos y, debido a las características de permeabilidad del terreno, alcanzan con facilidad el acuífero. Esta situación ya ha sido reportada por diversos estudios académicos, los cuales han evidenciado la presencia de residuos fecales (bacterias coliformes), así como trazas de agroquímicos y plaguicidas en las aguas subterráneas. Lo anterior pone en evidencia la necesidad urgente de mejorar las condiciones de manejo ambiental del acuífero y promover un uso racional y sostenible del recurso hídrico, a través de políticas de protección, control de vertimientos y prácticas agrícolas y ganaderas más responsables.

La evaluación de las estrategias de gestión ejecutadas en el área del acuífero de Morroa, parte de reconocer

que “la sostenibilidad del acuífero depende tanto de la intervención técnica como del compromiso social e institucional” (Castro y Meza, 2015)”. Esto requiere una visión de gobernanza hídrica integral (IDEAM, 2016), por lo que -alineados a esta visión- los entes territoriales han estructurado su acción en torno a cinco líneas estratégicas: infraestructura de recarga, monitoreo hidrogeológico, normatividad territorial, educación comunitaria y control y fiscalización.

Una de las intervenciones más relevantes ha sido la implementación de prácticas de bioingeniería para la recarga artificial del acuífero, como zanjas de infiltración, barreras vivas y terrazas agrícolas, principalmente en los municipios de Morroa y Sampués. “Estas prácticas tienen como objetivo facilitar la infiltración del agua lluvia, prevenir la erosión y rehabilitar ecológicamente las zonas de recarga (Argumedo y Rodelo, 2002).” No obstante, su efectividad a largo plazo depende de la apropiación comunitaria y del fortalecimiento institucional, factores claves para que estas medidas se consoliden con el paso del tiempo.

En cuanto al monitoreo hidrogeológico, CARSUCRE ha liderado desde el año 2000 el Proyecto de Protección Integral de Aguas Subterráneas (PPIAS), que incluye redes de piezómetros, análisis fisicoquímicos, modelación hidrogeológica y vigilancia de los niveles freáticos.

Este proyecto ha sido clave para establecer límites de extracción y priorizar áreas de conservación (Buitrago & Donado, 2000; CARSUCRE, 2020), aunque presenta dificultades a raíz de la falta de un catastro hídrico actualizado y fallas en cuanto articulación institucional.

Desde el punto de vista normativo, los Planes de Ordenamiento Territorial -POT- han categorizado las zonas de recarga del acuífero como áreas de especial manejo ambiental, restringiendo actividades agroindustriales contaminantes y promoviendo la reforestación, sin embargo, como señala el Estudio Técnico del Acuífero de Morroa (CARSUCRE, 2017), la implementación efectiva de estas medidas ha sido desigual y en muchos casos limitada por la falta de recursos y capacidades técnicas.

En el componente educativo, el PPIAS ha desarrollado campañas de sensibilización ambiental en alianza con universidades y ONG, dirigidas a fomentar la participación ciudadana y el uso responsable del recurso hídrico (CARSUCRE, 2005; CARSUCRE, 2020), con el fin de consolidar una cultura del agua que reconozca la importancia del acuífero como bien común y fuente vital para el desarrollo regional (Castro & Meza, 2015).

A pesar de los avances, persisten problemas estructurales como la débil fiscalización de captaciones ilegales, vertimientos no autorizados y la ausencia de mecanismos eficaces de seguimiento a los

usos del recurso, esta sobreexplotación del acuífero ha llevado a descensos de hasta 2 metros anuales en los niveles piezométricos (CARSUCRE, 2017), lo cual compromete su sostenibilidad futura.

Además, estudios de calidad del agua revelan presencia de contaminantes como coliformes fecales y nitratos, incumpliendo los parámetros de potabilidad establecidos en la Resolución 2115 de 2007 (Castro & Meza, 2015).

De esta manera, es importante resaltar que las estrategias de gestión ambiental con enfoque territorial para el manejo del acuífero de Morroa han sido relevantes pero insuficientes; se requiere fortalecer la gobernanza hídrica a través de una mayor coordinación interinstitucional, actualización normativa y participación comunitaria activa. Como afirman Argumedo y Rodelo (2002), “la sostenibilidad del acuífero no depende únicamente de soluciones técnicas, sino de un enfoque territorial articulado, con visión de largo plazo y compromiso social”.

Conclusión

La gestión en el sistema hidrogeológico -Acuífero de Morroa- enfrenta múltiples amenazas que comprometen su sostenibilidad a corto y mediano plazo. Por un lado, el desequilibrio entre oferta y demanda hídrica -reflejado en un alarmante déficit del 85,22%- pone en riesgo el abastecimiento de agua para más de medio millón de personas, especialmente en contextos de crecimiento urbano acelerado como el de Sincelejo y Corozal. Por otro lado, las zonas de mayor recarga, claves para el mantenimiento del balance hídrico subterráneo, están siendo impactadas de forma directa por actividades antrópicas altamente contaminantes como la agricultura intensiva, la ganadería extensiva, los rellenos sanitarios y el vertimiento de aguas residuales en cuerpos hídricos superficiales (como arroyos).

El deterioro de la calidad del agua, evidenciado por la presencia de coliformes fecales, nitratos y residuos de plaguicidas, constituye una amenaza no solo ambiental, sino también para la salud pública y el desarrollo socioeconómico de la región. Aunque se evidencian progresos en monitoreo, infraestructura de recarga y regulación territorial, dichos avances resultan limitados frente a la magnitud de los problemas identificados.

Recomendaciones

Fortalecer los sistemas de vigilancia y control ambiental para identificar oportunamente las presiones sobre las zonas de recarga y aplicar las medidas correctivas correspondientes. Actualizar y armonizar los catastros hídricos, con el fin de disponer de información confiable para la planificación y gestión del recurso.

Promover prácticas agrícolas y pecuarias sostenibles que reduzcan el uso de insumos contaminantes y contribuyan a la conservación del suelo y del agua subterránea.

Fortalecer la participación de las comunidades locales en los procesos de gestión del acuífero, reconociéndolas como actores clave en la implementación y sostenibilidad de las medidas adoptadas.

Referencias bibliográficas

- Argumedo, Rodelo. & Nicolás, R. (2002). Caracterización hidroquímica y bacteriológica del acuífero de Morroa en los municipios de Sampués, Sincelejo, Morroa, Corozal y Los Palmitos en el Departamento de Sucre. Repositorio Institucional Universidad de Sucre. <http://repositorio.unisucra.edu.co/handle/001/218>
- Buitrago, J., & Donado, L. (2000). Evaluación de las condiciones de la explotación de la zona de recarga del Acuífero Morroa: Departamentos de Sucre y Córdoba, Colombia (Proyecto de grado, Universidad Nacional de Colombia). Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Colombia.
- Corporación Autónoma Regional de Sucre (CARSUCRE). (2005). Proyecto de Protección Integral de Aguas Subterráneas PPIAS. Sincelejo, CARSUCRE.
- (2019). Estudio técnico del acuífero Morroa. Corporación Autónoma Regional de Sucre. recuperado de https://carsucra.gov.co/wp-content/uploads/2019/01/ESTUDIOTECNICO_ACUIFERO-Morroa_Corregido_c.pdf
- (2020). Plan de Acción Institucional 2020-2023. <https://carsucra.gov.co/wp-content/uploads/2016/05/PAI-CARSUCRE-2020-2023.pdf>
- Castro, S., & Meza, K. (2015). Evaluación de la calidad del agua del acuífero de Morroa-Sucre, mediante análisis fisicoquímico y microbiológico: plan de seguimiento y monitoreo ambiental /. Edu.co. <https://repositorio.utb.edu.co/entities/publication/70e440d3-206d-44fb-b239-0f896b37af26>
- Custodio, E., & Llamas, M. R. (1996). Hidrología subterránea (2ª ed.). Omega.
- Departamento Nacional de Estadística DANE. (2018). Serie nacional de población por área, para el periodo 2018-2070 [Data set]. En Proyecciones y retroproyecciones de población nacional para el periodo 1950-2017 y 2018-2070 con base en el CNPV 2018. <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/demografia-y-poblacion/proyecciones-de-poblacion>
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). (2016). Programa Nacional de Aguas Subterráneas - PNASUB: Línea base para la gestión del recurso hídrico subterráneo en Colombia. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM. Disponible en: <https://www.ideam.gov.co/>
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2009). Resolución 2320 de 2009, Reglamento Técnico para el sector de Agua Potable y Saneamiento Básico -RAS-. <https://www.funcionpublica.gov.co/eva/gestornormativo/norma.php?i=38487>
- Perez, F. (2018). INFILTRACIÓN POTENCIAL SOBRE LA CUENCA ARROYO GRANDE DE LA SABANA Y SU APOORTE A LA RECARGA DEL ACUIFERO MORROA, SUCRE, COLOMBIA [Universidad de Sucre]. <https://repositorio.unisucra.edu.co/server/api/core/bitstreams/27b6da1b-8cad-4676-a607-c83c44ab4426/content>
- Quiroz, E. (2015, noviembre 17). Acuífero de Morroa en riesgo de desaparecer por sobreexplotación. El Universal. <https://www.eluniversal.com.co/regional/sucra/2015/11/17/acuífero-de-morroa-en-riesgo-de-desaparecer-por-sobreexplotacion/>
- Vargas, M., Donado, L., & Buitrago, J. (2000). Informe de recopilación de información: Evaluación hidrogeológica regional de los departamentos de Sucre y Córdoba. INGEOMINAS. Documento interno de Hidrogeología.
- Vergara, V. (2019). Manejo de suelos en el acuífero Morroa, Sucre, Colombia, alternativa para el desarrollo agrícola sostenible. Revista Colombiana de Ciencia Animal - RECIA, 11(1). <https://doi.org/10.24188/recia.v0.n0.2019.711>
- Vergara, V., Gutiérrez, G., & Flórez, H. (2009). Evaluación de la vulnerabilidad del acuífero Morroa a contaminación por plaguicidas aplicando la metodología DRASTIC. Ingeniería y Desarrollo, 11(26), 51-64. Recuperado de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0122-34612009000200005

Prevalencia de Gregarinas y su relación con la calidad del agua y del suelo en sistemas acuícolas de *Penaeus Vannamei* en la Isla Puná, Ecuador.

Prevalence of Gregarines and their relationship with water and soil quality in *Penaeus vannamei* aquaculture systems on Puná Island, Ecuador.

Dayrana Mora¹ & Geovanna Parra Riofrío^{2,3*}

¹Universidad Estatal Península de Santa Elena, Santa Elena, Ecuador

²Universidad de Guayaquil, Facultad de Ciencias Naturales, Laboratorio de Acuicultura
Guayaquil, Ecuador

³ Universidad Católica del Norte, Larrondo 1281, Coquimbo, Chile.

Recibido febrero 2026, aceptado mayo 2026, en línea 18 junio 2026.

Resumen

La camaricultura presenta diversos retos sanitarios como lo son las enfermedades parasitarias, entre las que destacan las gregarinas; endoparásitos del tracto gastrointestinal de invertebrados como moluscos, anélidos y crustáceos. Aunque las gregarinas no se consideran altamente patógenas, su especificidad en *Penaeus vannamei* las convierte en parásitos oportunistas de importancia parasitaria, jugando un papel importante en la dinámica sanitaria de las granjas camaroneras. Por lo cual, el objetivo de este estudio fue determinar la prevalencia de gregarinas y su relación con la calidad del agua y del suelo en cultivos de *P. vannamei* en la Isla Puná, mediante microscopía y análisis de parámetros fisicoquímicos. El estudio se centró en una granja acuícola bajo un sistema de producción semi intensivo, en la que se seleccionaron tres piscinas que se encontraban en producción con condiciones de cultivo similares, denominadas como P44, P46 y P48. Se realizaron muestreos de agua, suelo y camarón durante todo un ciclo productivo, analizándose un total de 240 camarones. Las gregarinas registradas se observaron en estadios de gametocitos y sicigias en el contenido intestinal de los camarones analizados. La P48 presentó mayor infestación de gregarinas, seguido de P46 y P44. La prevalencia de la parasitosis causada por el protozoo estuvo entre 57.50 % (P46) y 61.25 % (P44), mientras que la P48 presentó un valor de 60.00 %. Los parámetros fisicoquímicos del agua no mostraron diferencias significativas para ninguna de las variables analizadas, mientras que, con los parámetros de calidad del suelo, solo con el carbono orgánico se pudo observar una significancia estadística ($p = 0.048$). Asimismo, se observaron correlaciones positivas fuertes entre la prevalencia, la intensidad, la abundancia media y el carbono orgánico ($r = 0.808, 0.915, 0.902, 0.907$), evidenciando una estrecha relación entre estos indicadores de infestación.

Palabras clave: camarón, gregarinas, calidad, endoparásitos

Abstract

Shrimp farming presents several health challenges, including parasitic diseases, notably gregarines, endoparasites of the gastrointestinal tract of invertebrates such as mollusks, annelids, and crustaceans. Although gregarines are not considered highly pathogenic, their specificity to *Penaeus vannamei* makes them opportunistic parasites of parasitic importance, playing a significant role in the health dynamics of shrimp farms. Therefore, the objective of this study was to determine the prevalence of gregarines and their relationship with water and soil quality in *P. vannamei* cultures on Puna Island, using microscopy and analysis of physicochemical parameters. The study focused on an aquaculture farm under a semi-intensive production system, in which three ponds under similar cultivation conditions were selected and designated P44, P46, and P48. Water, soil, and shrimp samples were collected throughout a production cycle, and a total of 240 shrimp were analyzed. Gregarines were observed in the gametocyte and syzygy stages of the intestinal contents of the analyzed shrimp. P48 showed the highest gregarine infestation, followed by P46 and P44. The prevalence of the parasitosis caused by the protozoan ranged from 57.50% (P46) to 61.25% (P44), while P48 showed a value of 60.00%. The physicochemical parameters of the water did not show significant differences for any of the analyzed variables, while, with respect to soil quality parameters, only organic carbon showed statistical significance ($p = 0.048$). Likewise, strong positive correlations were observed between prevalence, intensity, average abundance and organic carbon ($r = 0.808, 0.915, 0.902, 0.907$), demonstrating a close relationship between these infestation indicators.

Keywords: Shrimp, gregarines, quality, endoparasites

* Correspondencia del autor:

E-mail: dayrana.morahernandez2106@upse.edu.ec



Esta obra está bajo una licencia de creative commons: atribución-NoComercial-SinDerivadas 4.0. Los autores mantienen los derechos sobre los artículos y por tanto son libres de compartir, copiar, distribuir, ejecutar y comunicar públicamente la obra.

Introducción

El camarón blanco (*Penaeus vannamei*) es una de las especies más importantes de la acuicultura a nivel mundial y; en Latinoamérica, Ecuador se ha consolidado como líder en producción y comercialización de esta especie (FAO, 2022). Sin embargo, este éxito presenta diversos retos sanitarios como lo son las enfermedades parasitarias, entre las que destacan las gregarinas, endoparásitos del tracto gastrointestinal de invertebrados como moluscos, anélidos y crustáceos, ya que son huéspedes definitivos ampliamente afectados debido a que se contraen principalmente mediante la ingesta de formas infectantes del protozoario o materia fecal de los mismos (Zavala-Leal, 2022).

Aunque las gregarinas no se consideran altamente patógenas, su especificidad en *P. vannamei* las convierte en parásitos oportunistas de importancia parasitaria jugando un papel importante en la dinámica sanitaria de las granjas camaroneras, ya que han sido asociados a daños histopatológicos como infiltración hemocitaria, hiperplasia, plegamiento y oclusión intestinal, así como la destrucción del epitelio intestinal (Aguado, 2005). Además, el deterioro de factores ambientales, tales como la calidad del agua y del suelo alteran el equilibrio ecológico del sistema y afecta directamente la salud de los camarones si no se gestionan adecuadamente, favoreciendo la acumulación de materia orgánica, procesos de estrés, inmunosupresión e incluso la proliferación de agentes patógenos, incluyendo parásitos intestinales como las gregarinas, cuya presencia y severidad pueden verse influenciadas por estas condiciones (Zulantay et al., 2024) y desde el punto de vista económico, estas infecciones parasitarias pueden traducirse en importantes pérdidas al estar relacionadas con la reducción de tasas de crecimiento, aumento en la tasa de conversión alimenticia y disminución de la sobrevivencia (Cuéllar-Anjel, 2008; Guzmán-Sáenz et al., 2014). Por lo cual, el objetivo de este estudio es determinar la prevalencia de gregarinas y su relación con la calidad del agua y del suelo en cultivos de *P. vannamei* en la Isla Puná, mediante microscopía y análisis de parámetros fisicoquímicos, con el fin de generar aportes aplicados al manejo acuícola de la especie.

Materiales y Método

El presente trabajo de investigación corresponde a un estudio de tipo no experimental, modo transaccional y de tipo correlacional.

El estudio se centró en una granja acuícola de la isla Puná (2°51'42"S, 80°06'44"W), bajo un sistema de producción semi intensivo. Se seleccionaron tres piscinas que se encontraban en producción con condiciones de cultivo similares, denominadas como P44, P46 y P48, con densidades de siembra de 21.02, 21.72 y 21.72 camarones/m² y superficies de 8.05, 8.71 y 8.33 ha respectivamente.

Se realizaron muestreos semanales de agua, las cuales se colectaron en recipientes estériles y se registraron parámetros fisicoquímicos tales como temperatura, pH y salinidad, utilizando un refractómetro y un medidor de pH EcoSense 10A respectivamente. Adicionalmente, se realizaron análisis químicos de amonio, nitrito, nitrato y alcalinidad, mediante un espectrofotómetro YSI 9500.

La recolección de muestras de suelo se realizó cada 15 días, para lo cual se tomó 500 g de sedimento en tres puntos estratégicos de cada piscina, tales como; entrada, zona de alimentación y salida.

Las muestras fueron almacenadas en bolsas herméticas y conservadas en frío con el fin de preservar sus características biológicas y químicas. Posteriormente fueron transportadas en cavas térmicas hasta un laboratorio externo certificado para la determinación de materia orgánica, carbono orgánico y pH.

Para la cuantificación de gregarinas se realizaron muestreos semanales, con el fin de mantener una frecuencia sistemática que permitiera evaluar la progresión de la infestación a lo largo del ciclo productivo; por lo que se capturaron ejemplares de camarón utilizando una atarraya de dos metros de diámetro, realizando lanzamientos aleatorios obteniendo un total de 10 camarones por piscina en cada muestreo y se trasladaron hasta el laboratorio en bolsas plásticas con aireación constante. Posteriormente se procedió a realizar el análisis patológico mediante la metodología de montaje en fresco (Morales-Covarrubias, 2014); en el que solo se extrajo el tracto intestinal completo, incluyendo el intestino posterior o recto.

El contenido intestinal se obtuvo realizando un barrido a lo largo de todo el intestino sobre laminas portaobjetos y se adicionaron gotas de solución salina al 2% para mantener la viabilidad de los parásitos para su visualización en fresco. Las muestras se observaron bajo microscopio óptico MedicLife, utilizando objetivos de 4x y 10x, con el fin de identificar y contar las gregarinas presentes en cualquier fase de desarrollo.

El análisis patológico consideró tres indicadores fundamentales propuestos por Bush et al. (1997), tales como la prevalencia, la intensidad media y la abundancia. La prevalencia (P) se calculó como el porcentaje de animales infectados respecto al total de individuos examinados, utilizando la fórmula:

$$\%P = N/NT \times 100$$

Donde:

%P: porcentaje de prevalencia

N: número de camarones infectados

NT: número total de organismos analizados.

A su vez, la intensidad media (IM) se determinó como el total de parásitos encontrados en los camarones

infectados, mediante la formula:

$$IM = \frac{\text{Total de parásitos observados}}{\text{Número de hospedadores infectados}}$$

Mientras que la abundancia (A) consistió en el número total de parásitos hallados dividido por el total de hospedadores examinados, sean infectados o no:

$$A = \frac{\text{Total de parásitos observados}}{\text{Total de hospedadores examinados}}$$

Para los análisis estadísticos, inicialmente se aplicó la prueba de Chi-cuadrado (χ^2) para determinar si existían diferencias en la prevalencia de infestación entre las piscinas evaluadas.

Posteriormente, los datos obtenidos de los análisis de calidad de agua y suelo se sometieron a la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk y; al no mostrar normalidad, se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para determinar diferencias entre las piscinas y variables de estudio, con un nivel de significancia de 0.05. Adicionalmente, se realizó un análisis de correlación entre las variables de estudio mediante el coeficiente de correlación de Spearman. Todos los análisis estadísticos se realizaron en el software estadístico Minitab 19.

Resultados

En este estudio se analizaron 80 camarones por cada piscina muestreada, para un total de 240 animales. Asimismo, se realizaron un total de ocho muestreos durante el ciclo de producción. Las gregarinas registradas se observaron en estadios de gametocitos y sicigias en el contenido intestinal de los camarones analizados.

Los datos presentados en la tabla 1 muestran los principales parámetros ecológicos asociados a la infestación de gregarinas en *P. vannamei*. La P48 presentó la mayor cantidad de gregarinas con 4.112 organismos, con una prevalencia del 60%, seguido de la P44 con 3.114 y una prevalencia de 61.25%. Por su parte, la P46 presentó el menor número de gregarinas (2.068), con una prevalencia del 57.50% de hospedadores infectados. Sin embargo, la prueba de Chi-cuadrado (χ^2) no evidenció diferencias significativas en la prevalencia de infestación entre las piscinas evaluadas.

Respecto a la intensidad media de infestación (IM), la P48 presentó el mayor valor con 85.67, seguido de P44 con 63.55, mientras que la menor IM se registró en P46 con 44.96 respectivamente. La abundancia media presentó valores similares entre las muestras, siendo

Tabla 1. Principales parámetros de la prevalencia de gregarinosis intestinal en *Penaeus vannamei*.

Piscina	Gregarinas totales	Hospedadores infectados	Prevalencia (%)	IM	Abundancia media
P44	3.114	49/80	61.25	63.55	0.77
P46	2.068	46/80	57.50	44.96	0.72
P48	4.112	48/80	60.00	85.67	0.75

P44: Piscina 44; P46: Piscina 446,
P48: Piscina 48.
IM: Intensidad media

Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos del agua de las piscinas de estudio

Variable	P44	P46	P48	Kruskal Wallis
pH	7.81 ± 0. 24 ^a	7.75 ± 0. 33 ^a	7.95 ± 0. 29 ^a	0.082
Temperatura (°C)	27.20 ± 1. 37 ^a	27.19 ± 1. 51 ^a	27.08 ± 1. 66 ^a	0.988
Salinidad (‰)	28.88 ± 4. 1 ^a	28.75 ± 4.03 ^a	29.00 ± 3. 82 ^a	0.991
Alcalinidad (CaCo3)	112.50 ± 8. 45 ^a	115.00 ± 3. 78 ^a	11.88 ± 4. 58 ^a	0.268
NH ₃	0.02 ± 0.03 ^a	0.01 ± 0.01 ^a	0.01± 0.01 ^a	0.587
NO ₂ ⁻	0.03 ± 0.01 ^a	0.02 ± 0.01 ^a	0.02 ± 0.01 ^a	0.668
NO ₃ ⁻	1.99 ±0. 27 ^a	1.94 ± 0. 64 ^a	2.19 ± 0. 49 ^a	0.531

Tabla 3. Parámetros de la calidad del suelo de las piscinas de estudio

Variable	P44	P46	P48	Kruskal Wallis
Materia Orgánica (%)	2.41 ± 0. 59 ^a	3.44 ± 0. 18 ^a	3.39 ± 0. 67 ^a	0.092
Carbono Orgánico (%)	1.50 ± 0. 36 ^a	2.05 ± 0.01 ^b	2.01 ± 0. 37 ^{ab}	0.048
pH	7.93 ± 0. 30 ^a	8.09 ± 0. 41 ^a	7.93 ± 0. 33 ^a	0.302

Tabla 4. Coeficientes de correlación de Spearman entre las variables parasitológicas y fisicoquímicas del agua

Variable	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Prevalencia										
Intensidad Media	0.836									
Abundancia Media	0.913	0.973								
pH	0.373	0.401	0.368							
Temperatura	0.319	0.304	0.338	0.335						
Salinidad	-0.844	-0.854	-0.879	-0.228	-0.470					
Alcalinidad	-0.096	-0.131	-0.095	-0.193	-0.190	-0.054				
NH ₃	0.558	0.575	0.570	0.750	0.483	-0.495	0.016			
NO ₂ ⁻	0.505	0.368	0.416	0.334	-0.397	-0.222	0.061	0.220		
NO ₃ ⁻	-0.164	-0.191	-0.171	-0.210	-0.417	0.214	0.315	-0.197	0.092	

Tabla 5. Coeficientes de correlación de Spearman entre las variables parasitológicas y de calidad del suelo

Variable	1	2	3	4	5
Prevalencia					
Intensidad Media	0.808				
Abundancia Media	0.915	0.902			
Materia orgánica	-0.306	-0.399	-0.336		
Carbono orgánico	-0.235	-0.337	-0.228	0.907	
pH	0.496	0.351	0.482	0.035	0.207

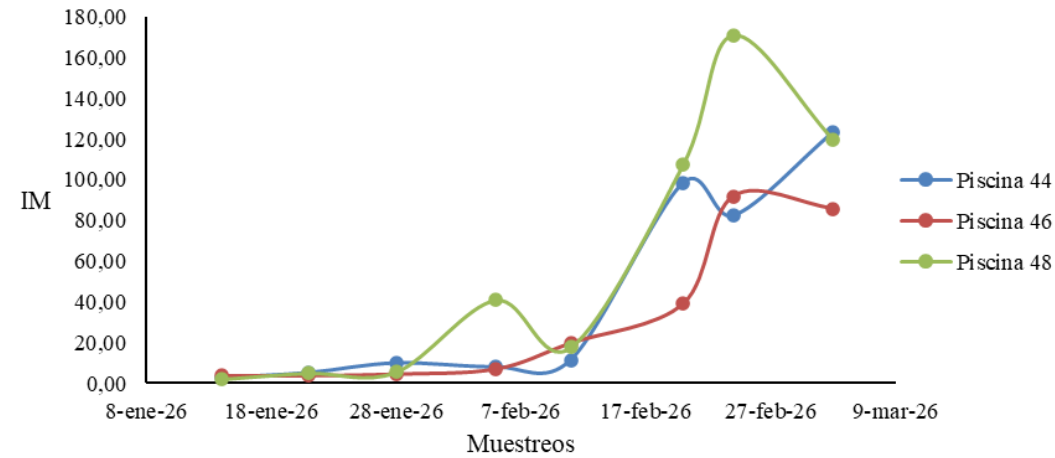


Figura 1. Intensidad media de infestación de gregarinas en *P. vannamei*

el valor máximo 0.77 (P44), seguido de 0.75 (P48) y un valor mínimo en 0.72 (P46).

En la figura 1, se puede observar la variación de la IM durante los meses de estudio correspondientes a enero, febrero y marzo, registrándose variaciones a lo largo de los muestreos en las tres piscinas evaluadas (P44, P46 y P48). El aumento de la IM en la P44 fue progresivo hasta observarse un incremento de 100 en el último muestreo. Por su parte, la P46 mantuvo una IM baja durante los primeros muestreos hasta llegar a valores cercanos de 90 y mostrando una disminución al final del muestreo. La P48, si bien, presentó un incremento más marcado a inicios y final de febrero, observándose aumentos entre 40 y 170 aproximadamente, seguido de una disminución posterior.

Los parámetros fisicoquímicos del agua registrados en las piscinas de estudio (Tabla 2), no mostraron diferencias significativas para ninguna de las variables analizadas. El pH se mantuvo dentro de los rangos normales para el cultivo de *P. vannamei*, la temperatura, salinidad y la alcalinidad no presentaron una variación relevante. Por su parte, las concentraciones de NH_3 , NO_2^- y NO_3^- se mantuvieron bajas en todas las piscinas a lo largo del ciclo de estudio, por lo que no existieron diferencias significativas entre las piscinas en ninguno de los parámetros evaluados ($p > 0.05$).

Respecto a los parámetros de calidad del suelo (Tabla 3), la materia orgánica ($p = 0.092$) ni el pH ($p = 0.302$) presentaron diferencias significativas entre las piscinas; en contraste con el carbono orgánico que si se obtuvo una significancia estadística con un valor $p = 0.048$.

En la matriz de correlación de Spearman de las variables fisicoquímicas del agua (Tabla 4), se evidenciaron correlaciones positivas fuertes entre la prevalencia, la intensidad y abundancia media ($r = 0.836, 0.913, 0.973$). Asimismo, la salinidad presentó correlaciones negativas fuertes con estas mismas variables biológicas ($r = -0.844, -0.854, -0.879$), sugiriendo una disminución de los niveles de infestación a medida que aumenta la salinidad. Por su parte, las demás variables fisicoquímicas del agua mostraron correlaciones débiles o cercanas a cero con la mayoría de las variables analizadas.

Respecto a la matriz de correlación entre las variables biológicas y la calidad del suelo (Tabla 5), la prevalencia, la intensidad, la abundancia media y el carbono orgánico también presentaron correlaciones positivas fuertes entre sí ($r = 0.808, 0.915, 0.902, 0.907$), evidenciando una estrecha relación entre estos indicadores de infestación.

Discusión

En el presente estudio, las gregarinas en forma de trofozoítos se registraron en el lumen intestinal

y los gametocitos en la ampolla rectal, ubicado en el intestino posterior. Estos endoparásitos se evidenciaron desde las primeras etapas del cultivo, con una prevalencia inicial cercana al 10 %, incrementándose progresivamente a partir de la sexta semana de muestreo y manteniéndose hasta la cosecha. Este patrón sugiere una dinámica de infestación acumulativa, en la que, una vez establecido el parásito en el sistema, persiste e incrementa con el tiempo, variando según las condiciones ambientales (Zavala et al., 2022; Oanh et al., 2021).

Si bien, la prevalencia de infestación de gregarinas fue similar entre las piscinas evaluadas, siendo 57.50, 60.00 y 61.25 %, los cuales fueron inferiores a los reportados en otros sistemas de cultivo, donde se han registrado prevalencias entre 70 y 90 % (Zavala-Leal et al., 2022) e incluso superiores al 90 % en condiciones intensivas (Oanh et al., 2021). Asimismo, se ha reportado que las gregarinas pueden alcanzar prevalencias del 100 % en algunas regiones de Latinoamérica (Peña-Navarro & Varela-Mejías, 2016), lo que confirma su amplia distribución en el cultivo de *P. vannamei*.

Bust et al. (1997), reportaron que parámetros ecológicos como la prevalencia, intensidad y abundancia media, permiten interpretar distintos patrones de infestación dentro de una misma población y; en concordancia con esto, en este estudio, se observaron diferencias en la intensidad media de infestación, con una mayor carga parasitaria por animal; sin embargo, la abundancia media presentó valores similares, lo que evidencia un equilibrio en la dinámica parasitaria, por lo que estas variaciones pueden estar relacionadas con factores ambientales, condiciones de manejo durante el cultivo, o por el estado fisiológico de los animales propiamente, lo que puede influir en la susceptibilidad y desarrollo de endoparásitos como las gregarinas (Poulin, 2011).

La variación observada en la dinámica de infestación entre las piscinas evaluadas, evidencia que la infestación no sigue un patrón lineal, sino que responde a factores dinámicos dentro del sistema de cultivo, como ha sido reportado por Zavala-Leal et al. (2022), recalcando incluso, que la aplicación de tratamientos puede reducir significativamente la carga parasitaria. En este contexto, los picos y descensos observados en el tiempo sobre la intensidad media de infestación podrían estar asociados a la influencia del manejo productivo de los sistemas de cultivo.

Por otra parte, diversos estudios han evaluado la relación entre la infestación por gregarinas y los parámetros fisicoquímicos del agua, reportando en algunos casos una correlación positiva entre salinidad y la temperatura sobre el grado de infestación parasitaria en *P. vannamei*, donde valores más altos favorecen una mayor carga parasitaria (Zavala-Leal et al., 2022; Aranguren Caro et al., 2021). Sin embargo, en este estudio, no se encontraron diferencias significativas entre los parámetros fisicoquímicos

evaluados y la infestación de gregarinas, lo que indica que este efecto no es uniforme y puede depender de las condiciones específicas del sistema de cultivo. Estos resultados concuerdan con lo reportado por Chakraborti y Bandyopadhyay (2010) donde no encontraron correlaciones significativas en el estudio de infestación de gregarinas y las variables ambientales.

Sin embargo, en cuanto a las variables de calidad del suelo, el carbono orgánico sí mostró una relación significativa con la infestación de gregarinas ($p = 0.048$), lo que indica su posible papel en la prevalencia de infestación. Esto puede explicarse debido a que el carbono orgánico representa una gran fracción de la materia orgánica del suelo y (Liptzin et al., 2022) es un componente clave en la calidad del sedimento de los estanques de cultivo de *P. vannamei* y a su vez, la acumulación de materia orgánica en los suelos favorece el desarrollo de organismos bentónicos como poliquetos, moluscos y crustáceos (Boyd, 1990), los cuales actúan como hospedadores intermediarios en el ciclo de vida de las gregarinas, incrementando así la probabilidad de infestación (Lightner, 1996)

Conclusión

La prevalencia de infestación por gregarinas en *Penaeus vannamei* fue de 57.50, 60.00 y 61.25 %, cuya presencia de estos endoparásitos se pudo registrar desde las primeras semanas de muestreo, hasta el final del ciclo de cultivo de las piscinas evaluadas. No hubo relación significativa con el nivel de infestación y la calidad del agua, pero si con la calidad del suelo respecto al carbono orgánico, lo que indica su posible influencia en la dinámica parasitaria dentro de los sistemas de cultivo. Asimismo, se evidenció una correlación negativa entre la salinidad y la prevalencia de infestación, lo que sugiere que variaciones en este parámetro podrían influir en la presencia de gregarinas.

Referencias Bibliográficas

Agudo, N. (2005). Efecto histológico de parásitos intestinales de camarones peneidos en el oriente de Venezuela [Ponencia]. XXV Congreso de Ciencias del Mar- XI Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar. Viña del Mar, Chile.

Aranguren, C. L. F., Mai, H. N., Fotedar, R., Kumar, S., & Salini, M. (2021). The effect of salinity on Enterocytozoon hepatopenaei (EHP) infection in *Penaeus vannamei*. *Aquaculture Reports*, 19, 100566. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2020.100566>

Boyd C. E. (1990). Water quality in ponds for aquaculture. Alabama Agricultural Experiment Station, Auburn, Alabama, USA.

Bush, A. O., Lafferty, K. D., Lotz, J. M., & Shostak, A. W. (1997). Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis et al. revisited. *The Journal of parasitology* (83)4, 575-583. <https://doi.org/10.2307/3284227>

Chakraborti, R. K., & Bandyopadhyay, P. K. (2010). Occurrence of gregarine parasites in the shrimp *Penaeus monodon* and their relation to environmental factors. *Journal of Parasitic Diseases*, 34(2), 73-76. <https://doi.org/10.1007/s12639-010-0025-7>

Cuéllar-Anjel, J. (2008). Enfermedades por parásitos. En V. Morales & J. Cuéllar-Anjel (Eds.), *Guía técnica: Patología e inmunología de camarones peneidos* (pp. 135-158). Programa CYTED, Red II-D-Vannamei.

FAO. (2022). The state of world fisheries and aquaculture 2022: Towards blue transformation. <https://doi.org/10.4060/cc0461en>

Guzmán-Sáenz, F. M., Pérez-Castañeda, R., Gutiérrez-Salazar, G., González-Alanís, P., Hernández-Acosta, M., & Sánchez-Martínez, J. G. (2014). Impacto de la parasitosis por gregarinas (*Nematopsis* sp.) en el cultivo de camarón *Litopenaeus vannamei*. *Ra Ximhai*, 10(6), 1-8. <https://doi.org/10.35197/rx.10.03.e2.2014.01.fg>

Lightner, D. V. (1996). A handbook of shrimp Pathology and diagnostic procedures for diseases of cultured penaeid shrimp. World Aquaculture Society.

Liptzin, D., Norris, C. E., Cappellazzi, S. B., et al. (2022). An evaluation of carbon indicators of soil health in long-term agricultural experiments. *Soil Biology and Biochemistry*, 172, 108708. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108708>

Morales-Covarrubias, M. S. (2014). Montajes en fresco. En V. Morales & J. Cuéllar-Anjel (Eds.), *Guía técnica: Patología e inmunología de camarones peneidos* (pp. 29-47). OIRSA.

Oanh, D. T. H., Thuy, N. T. N., & Ut, V. N. (2021). Investigation of parasites in the digestive tract of white leg shrimp (*Litopenaeus vannamei*) cultured at coastal farms in the Mekong Delta. *CTU Journal of Innovation and Sustainable Development*, 13 (Special issue: Aquaculture and Fisheries), 79-85. <https://doi.org/10.22144/ctu.jen.2021.020>

Peña-Navarro, N., & Varela-Mejías, A. (2016). Prevalencia de las principales enfermedades infecciosas en el camarón blanco *Penaeus vannamei* cultivado en el Golfo de Nicoya, Costa Rica. *Revista de biología marina y oceanografía*, 51(3), 553-564. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572016000300007>

Poulin, R. (2011). *Evolutionary ecology of parasites* (2nd ed.). Princeton university press.

Zavala-Leal, O. I., Hernández-Jaime, R. J., Valdez-González, F. J., Martínez-Cárdenas, L., González-Huerta, C. A., y Cuevas-Rodríguez, B. (2022). Infestación intestinal por gregarinas en el camarón blanco *Penaeus vannamei* de cultivo en Nayarit, México. *Revista Bio Ciencias*, 9. e1277. <https://doi.org/10.15741/revbio.09.e1277>

Estado actual del malacofauna dulceacuícola del Ecuador continental: taxonomía, distribución geográfica y estatus de conservación.

Current status of freshwater malacofauna in continental Ecuador: taxonomy, geographic distribution and conservation status.

Allison Ramos Contreras¹; Fiorella Toala León¹; Jackson Páez Tobar¹; Geovanna Parra-Riofrío^{1,2}

¹Universidad de Guayaquil, Facultad de Ciencias Naturales, Laboratorio de Acuicultura

²Universidad Católica del Norte, Larrondo 1281, Coquimbo, Chile

Recibido febrero 2026, aceptado mayo 2026, en línea 18 junio 2026.

Resumen

La malacofauna dulceacuícola del Ecuador ha sido escasamente estudiada, lo que ha generado importantes vacíos de información a nivel nacional. El objetivo de este estudio fue describir el estado actual de la diversidad taxonómica, distribución geográfica y estatus de conservación de la malacofauna dulceacuícola en el Ecuador continental, mediante un meta-análisis basado en una revisión bibliográfica exhaustiva. La información se obtuvo a partir de bases de datos académicas (Google Scholar y ResearchGate) y repositorios institucionales, optimizando la búsqueda mediante herramientas digitales. Se elaboró un listado taxonómico que incluyó 61 especies pertenecientes a 17 familias, destacándose Ampullariidae como la más representativa (24.59 %), seguida de Lymnaeidae (19.67 %) y Mycetopodidae (13.11 %). A escala nacional, la composición biológica mostró un predominio de especies nativas (49.18 %), seguidas por introducidas (19.67 %), endémicas (18.03 %) y registros no confirmados (13.11 %). La discusión se centró en el análisis de la distribución de aquellas especies presentes en dos o más regiones del país, resaltando a *Corbicula fluminea* como la única especie registrada en la Costa, Sierra y Amazonía, lo que evidencia su conectividad ecológica, capacidad adaptativa y asociación con actividades humanas. Finalmente, se concluye que los inventarios nacionales continúan siendo incompletos, por lo que resulta prioritario desarrollar estudios de campo que permitan subsanar los vacíos de información identificados, especialmente en las zonas con menor esfuerzo de muestreo.

Palabras clave: Malacofauna, dulceacuícola, Ecuador, clave taxonómica.

Abstract

The freshwater malacofauna of Ecuador has been scarcely studied, generating significant information gaps at the national level. The aim of this study was to describe the current status of the taxonomic diversity, geographic distribution, and conservation status of freshwater malacofauna in continental Ecuador through a meta-analysis based on an exhaustive bibliographic review. Information was retrieved from academic databases (Google Scholar and ResearchGate) and institutional repositories, optimizing the search using digital tools. A checklist was developed including 61 species belonging to 17 families, with Ampullariidae standing out as the most representative (24.59%), followed by Lymnaeidae (19.67%) and Mycetopodidae (13.11%). At a national scale, biological composition showed a predominance of native species (49.18%), followed by introduced species (19.67%), endemic species (18.03%), and unconfirmed records (13.11%). The discussion focused on the analysis of the distribution of those species present in two or more regions of the country, highlighting *Corbicula fluminea* as the only species recorded in the Coast, Sierra, and Amazon, evidencing its ecological connectivity, adaptive capacity, and association with human activities. Finally, it is concluded that national inventories remain incomplete, making it a priority to develop field studies to fill the identified information gaps, especially in areas with lower sampling effort.

Keywords: Freshwater malacofauna, Ecuador, meta-analysis, taxonomic key.

* Correspondencia del autor:

E-mail: geovanna.parrar@ug.edu.ec



Esta obra está bajo una licencia de creative commons: atribución-NoComercial-SinDerivadas 4.0. Los autores mantienen los derechos sobre los artículos y por tanto son libres de compartir, copiar, distribuir, ejecutar y comunicar públicamente la obra.

Introducción

Ecuador es reconocido como uno de los 17 países megadiversos del mundo albergando la mayor densidad de especies por unidad de área (Herrera, 2025). Dentro de esta gran riqueza, los moluscos dulceacuícolas representan un componente esencial, aunque frecuentemente subestimado, de los ecosistemas límnicos. Estos organismos, que incluyen gasterópodos y bivalvos, desempeñan roles críticos como “ingenieros ecosistémicos”: actúan como filtradores naturales que mejoran la calidad del agua y constituyen eslabones vitales en las redes tróficas, transformando nutrientes para niveles superiores como peces y aves (Verma et al., 2025).

A pesar de su relevancia, la malacología fluvial en el país ha sido históricamente catalogada como una “biodiversidad desconocida” (Torres, 2022).

El estudio de estos taxones es fundamental por su valor biológico intrínseco, por ser bioindicadores de salud ambiental frente a amenazas antrópicas crecientes, tales como la contaminación minera, la agricultura intensiva y la fragmentación hidrológica por represas (Celi & Villamarín, 2020).

La distribución de estos moluscos a través de las diversas regiones del país revela interesantes mecanismos de adaptación. En la región Costa, géneros como Pomacea han desarrollado resistencia mecánica para prosperar en ríos de llanura y zonas inundables, mostrando adaptaciones ante entornos agrícolas modificados (Correoso, 2017). En la Sierra, las especies presentan adaptaciones fisiológicas para sobrevivir a la hipoxia y temperaturas extremas de lagunas altoandinas (0 - 12 °C) (Correoso, 2008).

Por su parte, en la Amazonía, la estabilidad térmica y la hidroquímica de los “ríos blancos y negros” han favorecido una especiación única, donde estos organismos actúan como descomponedores clave de la materia orgánica alóctona (Breure et al., 2022).

Si bien se estima un alto grado de endemismo local asociado a cuencas hidrográficas aisladas, la confirmación molecular de estas poblaciones aún es limitada (Dolmo Zavala, 2024). La pérdida de estas especies podría desestabilizar la estructura trófica y comprometer la funcionalidad de los ecosistemas acuáticos (Aguirre et al., 2017).

Ante la fragmentación del conocimiento actual y la urgencia de establecer líneas base robustas para la gestión de la biodiversidad, resulta importante consolidar la información científica dispersa e integrar registros históricos con hallazgos contemporáneos. Por consiguiente, el presente trabajo tiene como objetivo describir el estado actual de la diversidad taxonómica, distribución geográfica y estatus de conservación de la malacofauna dulceacuícola en el Ecuador continental.

Materiales y Métodos

El presente estudio se desarrolló bajo un diseño cualitativo y descriptivo, mediante una revisión sistemática y retrospectiva, orientada a la actualización del inventario de la malacofauna dulceacuícola del Ecuador continental. La información se obtuvo a partir de literatura científica disponible en bases de datos académicas (Google Académico y ResearchGate) y en repositorios institucionales de universidades nacionales, complementada con herramientas digitales para la búsqueda y organización bibliográfica (Semantic Scholar, ChatGpt y Gemini).

La validación taxonómica se realizó mediante World Register of Marine Species (WoRMS) y clasificando las especies según su estatus de conservación de La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). Las palabras claves de búsqueda fueron Ecuador, malacofauna, dulceacuícola.

Resultados

Malacofauna en la Región Costa del Ecuador

La Tabla 1 presenta los registros de la malacofauna de la Costa ecuatoriana, en los que se identifican 11 familias y 22 especies. De estas, se registraron 5 especies endémicas (23%) y 6 especies introducidas (27%), mientras que 11 especies corresponden al grupo de las nativas, las cuales representan el 50% de los registros. En cuanto al estado de conservación, 5 especies (23%) se encuentran en la categoría de Preocupación Menor (LC), 15 especies (68%) no cuentan con información evaluada (NE), 1 especie (5%) está clasificada con Datos Insuficiente (DD), representando un, y por último esta región cuenta con 1 especie (5%) Vulnerable (VU), representado otro.

Malacofauna en la Región Sierra del Ecuador

La Tabla 2 presenta los registros de la malacofauna de la Sierra ecuatoriana, en los que se identifican 6 familias y 20 especies, distribuidas a lo largo de las cuencas y ecosistemas interandinos. De estas, se registraron 2 especies endémicas (10%) y 8 especies introducidas (40%), mientras que 5 especies corresponden al grupo de las nativas, las cuales representan el 25% de los registros. Adicionalmente, 5 especies (25%) presentan un estatus taxonómico no confirmado. En cuanto al estado de conservación, 6 especies (30%) se encuentran en la categoría de Preocupación Menor (LC), mientras que 14 especies (70%) no cuentan con información evaluada (NE).

En la provincia de Bolívar se registraron 20 especímenes de la clase Bivalvia; sin embargo, el estudio no especificó género ni especie, por lo que dichos registros no fueron incluidos en la presente tabla.

NE: No Evaluado; LC: Preocupación Menor; VU: Vulnerable.

Tabla 1. Especies dulceacuícolas de la Región Costa del Ecuador

Familia	Nombre científico	Provincias	Lugar de registro	Tipo	Estado (UICN)	Fuente
Acroloxidae	Acroloxus culicoides	Guayas	Guayaquil	Nativa	NE	(Breure et al., 2022)
Ampullariidae	Pomacea aulanieri	El Oro	Santa Rosa	Nativa	LC	(Correoso Rodríguez, 2008)
Ampullariidae	Pomacea canaliculata	Guayas, Los Ríos, Manabí	Arrozales / Cuencas bajas	Introducida	NE	(Correoso Rodríguez et al., 2017)
Ampullariidae	Pomacea chemnitzii	Guayas	Costa	Nativa	DD	(Correoso Rodríguez, 2008)
Ampullariidae	Pomacea expansa	Esmeraldas	Río Santiago	Endémica	NE	(Breure et al., 2022)
Ampullariidae	Pomacea martinezi	El Oro	Santa Rosa	Endémica	NE	(Breure et al., 2022)
Ampullariidae	Pomacea puntaplaya	Los Ríos	Puntaplaya	Endémica	NE	(Correoso Rodríguez, 2008; Breure et al., 2022)
Ampullariidae	Pomacea quinindensis	Esmeraldas	Río Quinindé	Endémica	VU	(Correoso Rodríguez, 2008)
Ampullariidae	Pomacea sordida	Los Ríos	Babahoyo	Nativa	NE	(Correoso Rodríguez, 2008)
Cochliopidae	Lithococcus multicastratus	Esmeraldas	Río Cayapas, Santa María Stream	Nativa	NE	(Breure et al., 2022)
Cyrenidae	Corbicula fluminea	Esmeraldas, Guayas, Los Ríos, Santo Domingo de los Tsáchilas	Río Esmeraldas, Isla Mocoli, Río Taura, Río Baba, Río Búa	Introducida	LC	(Breure et al., 2022)
Hemisnidae	Hemisinus guayaquilensis	El Oro, Guayas	Balsas, guayaquil	Nativa	NE	(Breure et al., 2022)
Hemisnidae	Hemisinus maculatus	Guayas	Río Daule	Nativa	NE	(Breure et al., 2022)
Lymnaeidae	Galba cubensis	Guayas, Los Ríos	Colimes, Nobol, Santa Lucía, Palestina, Daule, Jujan, Yaguachi, El Triunfo, Naranjal, La Huaquilla	Introducida	LC	(Caron et al., 2017)
Lymnaeidae	Pseudosuccinea columella	Guayas	Jujan, Nobol	Introducida	LC	(Breure et al., 2022; Caron et al., 2017)
Mycetopodidae	Anodontites crispata	Guayas	Río Bodegas, Río guayas	Nativa	NE	(Breure et al., 2022)
Neritidae	Clypeolum latissimum	Esmeraldas, Guayas	Río Atacames, Rioverde, Río Ayampe	Nativa	NE	(Breure et al., 2022)
Physidae	Mayabina carolita	El Oro, Guayas	Santa Rosa, Chanduy	Introducida	NE	(Breure et al., 2022)
Physidae	Mexinauta peruviana	Guayas	Mapasingue	Introducida	NE	(Breure et al., 2022)
Planorbidae	Biomphalaria cousini	Esmeraldas, Santo Domingo de los Tsáchilas	Río Quinindé, Río Pobe	Nativa	NE	(Breure et al., 2022)
Planorbidae	Biomphalaria equatoria	Guayas	Pascuales, Nobol, Santa Lucía, Isla Puna	Endémica	NE	(Breure et al., 2022)
Thiaridae	Melanoides tuberculata	Santa Elena, Esmeraldas, Manabí	Río California, Río blanco, Agua Blanca, Río Ayampe	Nativa*	LC	(Jiménez Martínez, 2025; Breure et al., 2022)

NE: No Evaluado; LC: Preocupación Menor; VU: Vulnerable. Las especies con asterisco (*) presentan registros que sugieren colonización natural o mediada por el hombre según la localidad. Parte de la información fue obtenida de Corroso Rodríguez (2008), consultado en una versión de acceso limitado debido a restricciones editoriales.

Tabla 2: Especies dulceacuícolas de la Región Sierra del Ecuador

Familia	Nombre científico	Provincias	Lugar de registro	Tipo	Estado (UICN)	Fuente
Cochliopidae	Pyrgophorus pedrinus	Pichincha	Río San Pedro	Nativa	NE	(Breure et al., 2022)
Cyrenidae	Corbicula fluminea	Chimborazo	Río Chimborazo	Introducida	LC	(Breure et al., 2022)
Hemisinidae	Hemisinus guayaquilensis	Pichincha	Cerca de Quito	Nativa	NE	(Breure et al., 2022)
Hemisinidae	Hemisinus maculatus	Pichincha	Río Dante	Nativa	NE	(Breure et al., 2022)
Lymnaeidae	Galba cousini	Pichincha; Chimborazo	Lago San Pablo; San Martín	Nativa	NE	(Breure et al., 2022, Ríos-Granizo et al., 2021)
Lymnaeidae	Galba cubensis	Chimborazo	San Martín	Introducida	LC	(Caron et al., 2017)
Lymnaeidae	Galba neotropica (Lymnaea neotropica)	Chimborazo	San Martín	Registro no confirmado	NE	(Ríos-Granizo et al., 2021)
Lymnaeidae	Galba nitidella	Tungurahua	Cerca de Apoyán	Endémica	NE	(Breure et al., 2022)
Lymnaeidae	Galba raphaelis	Azuay	Cerca de Cuenca	Endémica	NE	(Breure et al., 2022)
Lymnaeidae	Galba schirazensis	Pichincha	Mejía, Machachi	Introducida	NE	(Caron et al., 2017)
Lymnaeidae	Galba truncatula	Chimborazo	San Martín	Registro no confirmado	LC	(Ríos-Granizo et al., 2021)
Lymnaeidae	Galba viator	Chimborazo	San Martín	Registro no confirmado	NE	(Ríos-Granizo et al., 2021)
Lymnaeidae	Lymnae sp.	Cañar	Río Zham-Zham	Registro no confirmado	NE	(Moncayo Molina, 2024)
Lymnaeidae	Pectinidens diaphana	Chimborazo	San Martín	Registro no confirmado	NE	(Palacio-Villamagua et al., 2022)
Lymnaeidae	Pseudosuccinea columella	Chimborazo	San Martín	Introducida	LC	(Breure et al., 2022, Caron et al., 2017)
Physidae	Haitia acuta	Pichincha	Río Pedro	Introducida	NE	(Breure et al., 2022)
Physidae	Mayabina carolita	Pichincha	San Nicolás	Introducida	NE	(Breure et al., 2022)
Physidae	Physella acuta (Physella cubensis)	Pichincha	Río Pedro	Introducida	NE	(Breure et al., 2022)
Physidae	Stenophysa marmorata	Loja, Imbabura	Río Itambi; Cuenca del Lago San Pablo; Ríos de Loja	Introducida	LC	(Palacio-Villamagua et al., 2022)
Planorbidae	Biomphalaria peregrina	Pichincha	Lago San Pablo	Nativa	LC	(Breure et al., 2022)

NE: No Evaluado; LC: Preocupación Menor; VU: Vulnerable.

Tabla 3: Especies dulceacuícolas de la Región Amazónica del Ecuador

Familia	Nombre científico	Provincias	Lugar de registro	Tipo	Estado (UICN)	Fuente
Ampullariidae	Pomacea aldersoni	Sucumbios	Santa Bárbara	Endémica	LC	(Correoso Rodríguez, 2008)
Ampullariidae	Pomacea canaliculata	Orellana	Arrozales / Cuencas bajas	Introducida	NE	(Correoso Rodríguez et al., 2017)
Ampullariidae	Pomacea columellaris	Pastaza	Río Pastaza	Nativa	NE	(Correoso Rodríguez, 2008)
Ampullariidae	Pomacea columbiensis	Pastaza	Río Pastaza	Nativa	NE	(Correoso Rodríguez, 2008)
Ampullariidae	Pomacea cumingii	Pastaza	Río Pastaza	Nativa	NE	(Correoso Rodríguez, 2008)
Ampullariidae	Pomacea sp.	Zamora Chinchipe	Corredor fluvial Zamora-Nangaritza (ríos Zamora y Nangaritza)	Nativa	NE	(Bravo Cumbicus, 2010)
Ampullariidae	Pomacea urceus	Sucumbios	Laguna de Limoncocha	Nativa	NE	(Breure et al., 2022)
Ampullariidae	Pomacea tenuisima	Orellana	La Coca	Endémica	NE	(Correoso Rodríguez, 2008)
Cochliopidae	Andesipyrghus sketi	Napo	Cuevas de Jumandí	Nativa	NE	(Breure et al., 2022)
Cochliopidae	Aroapyrgus colombiensis	Orellana	Cerca de Nuevo Rocafuerte	Nativa	DD	(Breure et al., 2022)
Cyrenidae	Corbicula fluminea	Pastaza	Río Pastaza	Introducida	LC	(Breure et al., 2022)
Etheriidae	Bartlettia stefanensis	Morona-Santiago, Orellana	Río Cushuimi, Río Napo	Nativa	LC	(Breure et al., 2022)
Ferrissidae	Ferrissia sp.	Cotopaxi	Río Puenbo (Pujilí)	Nativo	NE	(Cepeda, 2018)
Hyriidae	Prisodon obliquus	Orellana	Río Napo	Nativa	DD	(Breure et al., 2022)
Lymnaeidae	Lymnaea sp.	Cotopaxi	Humedal Amidas, Río Puenbo grande (Pujilí)	Nativo	NE	(Porrás & Saltos, 2017; Cepeda, 2018)
Hemisnidae	Hemisinus flammeus	Pastaza	Puyo	Nativa	NE	(Breure et al., 2022)
Mycetopodidae	Anodontites crispata	Morona-Santiago, Orellana	Río Cushuimi, Río Napo	Nativa	NE	(Breure et al., 2022)
Mycetopodidae	Anodontites tenebrosa	Pastaza	Río Pastaza	Nativa	LC	(Breure et al., 2022)
Mycetopodidae	Anodontites trapesialis	Orellana, Pastaza, Sucumbios	Laguna de Samona, Río Napo; Sarayacu; Lago Limoncocha	Nativa	LC	(Breure et al., 2022)
Mycetopodidae	Anodontites trigona	Orellana, Pastaza, Sucumbios	Río Napo, Putamayo	Nativa	DD	(Breure et al., 2022)
Mycetopodidae	Diplodontites cookei	Morona-Santiago	Río Cushuimi	Nativa	LC	(Breure et al., 2022)
Mycetopodidae	Lamproscapha ensiformis	Sucumbios	Putumayo	Nativa	LC	(Breure et al., 2022)
Mycetopodidae	Mycetopodella falcata	Orellana	Río Unuyacu	Nativa	NE	(Breure et al., 2022)
Mycetopodidae	Mycetopoda siliquosa	Orellana, Pastaza	Río Unuyacu, Río Pastaza	Nativa	NE	(Breure et al., 2022)
Neocyclotidae	Lagocylus vasconesi	Orellana	Puerto Francisco de Orellana	Endémica	NE	(Breure et al., 2022)
Sphaeriidae	Cyanocyclas sp.	Cotopaxi	Humedal Amidas	Nativo	NE	(Porrás & Saltos 2017)
Thiaridae	Meloides sp.	Cotopaxi	Río Puenbo (Pujilí)	Introducido	NE	(Cepeda, 2018)
Thiaridae	Melanoides tuberculata	Sucumbios	Shushufindi	Introducida	LC	(Breure et al., 2022)
Unionidae	Anodontites sp.	Zamora Chinchipe	Corredor fluvial Zamora-Nangaritza (ríos Zamora y Nangaritza)	Nativa	NE	(Bravo Cumbicus, 2010)

NE: No Evaluado; LC: Preocupación Menor; DD: Datos Insuficientes. La categoría DD indica que no existe información suficiente para realizar una evaluación directa o indirecta de su riesgo de extinción. Parte de la información fue obtenida de Corroso Rodríguez (2008), consultado en una versión de acceso limitado debido a restricciones editoriales.

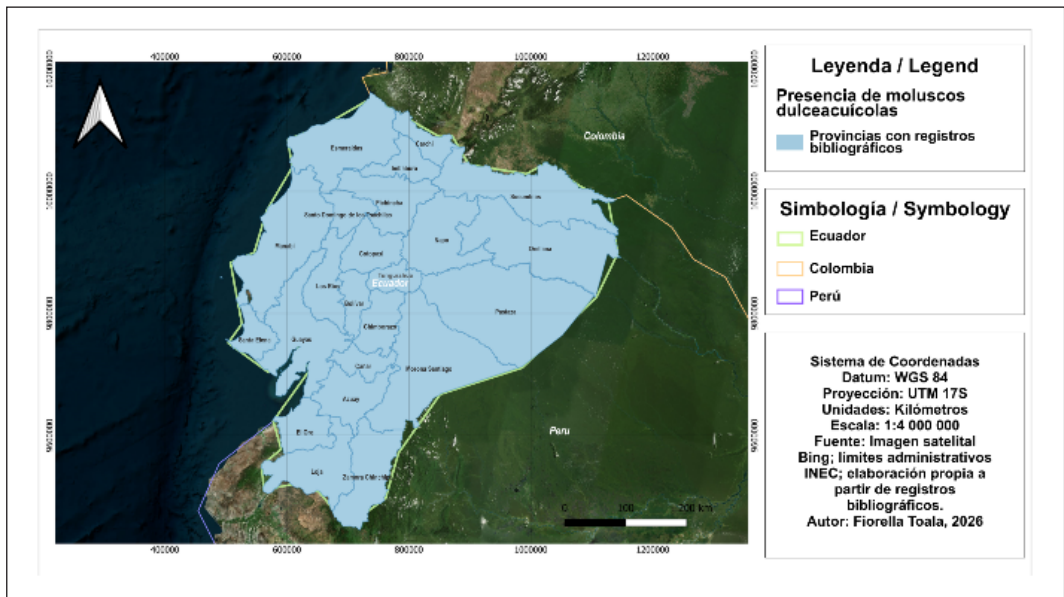


Figura 1. Mapa de registros de la malacofauna dulceacuicola a nivel provincial en el Ecuador.

Malacofauna en la Región Amazónica del Ecuador

La Tabla 3 presenta los registros de la malacofauna de la Amazonía ecuatoriana, en los que se identifican 13 familias y 30 especies, distribuidas a lo largo de todo el territorio amazónico. De estas, se registraron 4 especies endémicas (13%) y 4 especies introducidas (13%), mientras que 22 especies corresponden al grupo de las nativas, las cuales representan el 73% de las especies registradas. En cuanto al estado de conservación, 8 especies (27%) se encuentran en la categoría de Preocupación Menor (LC), 3 especies (10%) presentan Datos Insuficientes (DD) y 19 especies (63%) no cuentan con información evaluada (NE).

La espacialización de los datos compilados permitió generar un mapa de presencia (Figura 1), el cual revela registros históricos o actuales en todas las provincias del Ecuador. No obstante, es importante destacar que, aunque la presencia de moluscos es continua en todo el territorio, la composición de especies varía según la región, existiendo un recambio taxonómico entre la Costa, Sierra y Amazonía. Nota. El mapa indica únicamente la presencia de registros bibliográficos por provincia, no la abundancia de especies

Discusión

A nivel nacional, la familia Ampullariidae presentó la mayor riqueza específica, representando el 24,59 % del total de especies dulceacuicolas registradas en el Ecuador. Esta elevada representación se asocia principalmente a la diversificación del género Pomacea, el cual muestra una amplia distribución geográfica en sistemas lénticos y lóticos del país. La familia Lymnaeidae constituyó el segundo grupo más diverso (19,67 %), con varias especies registradas

principalmente en la región Sierra, lo que refleja la adaptación de este grupo a ambientes altoandinos. Por su parte, Mycetopodidae aportó el 13,11 % de la riqueza específica nacional, destacando la importancia de los sistemas fluviales amazónicos para la diversidad de bivalvos dulceacuicolas. El resto de las familias presentó una baja representación específica, lo que evidencia una distribución heterogénea de la riqueza taxonómica, posiblemente influenciada por factores ecológicos, climáticos y geográficos.

La malacofauna del Ecuador continental exhibe una marcada heterogeneidad regional, determinada por su composición taxonómica y las barreras geográficas del territorio. En la región Costa, se observa una clara dominancia de la familia Ampullariidae, especialmente en las provincias de Guayas, Los Ríos y Esmeraldas. Por su parte, en la región Sierra prevalece la familia Lymnaeidae, con una notable representatividad en la provincia de Chimborazo, mientras que en la región Amazónica predomina la familia Mycetopodidae en las provincias de Napo y Pastaza.

No obstante, a pesar de las barreras geográficas del país, diversas familias se distribuyen en distintas regiones; estos patrones responden a procesos evolutivos ancestrales, a la conectividad histórica de las cuencas y a dinámicas de invasión biológica, es por esto que esta malacofauna está compuesta principalmente por especies nativas, que representa un 49,18 %, del total de las especies registradas; las especies introducidas y endémicas aportan el 19,67 % y 18,03 % respectivamente; un 13,11 % de las especies presentan un estatus de “registro no confirmado” esto es debido a vacíos de información en los registros. Dentro de esta dinámica de distribución, se destacan especies que comparten regiones por su capacidad adaptativa, reproductiva o intervención humana.

Corbicula fluminea

Se describe como un bivalvo introducido, se distribuye en las tres regiones del Ecuador y evidencia una agresiva expansión hacia ambientes antrópicos, confirmando recientemente su establecimiento en camaroneras de Manabí, lo que se suma a los registros consolidados en Esmeraldas, Guayas, Los Ríos, Santo Domingo y Pastaza (Lodeiros et al., 2025). Investigaciones previas ya habían señalado que la introducción de la especie en la cuenca amazónica ecuatoriana estuvo ligada a actividades humanas, posiblemente dispersándose desde el estuario del Guayas debido a su uso comercial (Conde & Solís-Coello, 2017).

Análisis genéticos identifican a estas poblaciones ecuatorianas como pertenecientes al linaje FW5 (Forma A/R) (Lodeiros et al., 2025). Este hallazgo coincide con el patrón continental, donde el linaje FW5 ha sido validado como el clon invasor predominante y más abundante en los sistemas hídricos de Sudamérica, superando a otros linajes; el éxito ecológico se atribuye a la androgénesis hermafrodita, un mecanismo de clonación donde la descendencia hereda únicamente el genoma nuclear paterno, lo que permite que un solo individuo constituya poblaciones densas y autosostenibles sin necesidad de pareja, facilitando la colonización rápida a pesar de la baja diversidad genética (Ludwig et al., 2023).

El linaje FW5 muestra una notable plasticidad fenotípica, permitiéndole tolerar salinidades de hasta 10-14 ‰ en zonas estuarinas como las de Manabí (Lodeiros et al., 2025; Ludwig et al., 2023). Asimismo, su dispersión continental se ve acelerada por vectores humanos, como el transporte de arena y su uso como carnada viva (Ludwig et al., 2023).

Pomacea canaliculata

Esta especie corresponde a un gasterópodo introducido e invasor en el Ecuador, ampliamente asociado a ambientes agrícolas, especialmente arrozales y cuencas bajas, en la región Costa, se ha registrado en las provincias de Guayas, Los Ríos y Manabí, mientras que en la región Amazónica su presencia se ha documentado en la provincia de Orellana, principalmente en sistemas acuáticos alterados por la actividad agrícola (Correoso Rodríguez et al., 2017). Esta especie es considerada una plaga del arroz, con alta capacidad reproductiva y tolerancia a condiciones ambientales adversas, lo que facilita su expansión y establecimiento. A nivel global, no ha sido evaluada por la UICN (NE). En Ecuador, su introducción representa un riesgo ecológico y productivo, debido a su impacto sobre cultivos y su potencial competencia con especies nativas de Pomacea (Correoso Rodríguez et al., 2017).

Melanoides tuberculata

Se identifica como un gasterópodo introducido en Ecuador siendo invasor y cuya presencia en la costa ecuatoriana (Esmeralda y Manabí) y en la Amazonía (Sucumbíos). Tinajero et al. (2018) menciona

que esta invasión es debido a sus características intrínsecas como partenogénesis, viviparidad, alto éxito en su tasa reproductiva, alta capacidad tanto de dispersión como de adaptación a hábitats modificados antropogénicamente y por su alta tasa de longevidad, lo cual lo convierten en una especie con gran potencial invasor.

Además, su dispersión puede incrementarse por arrastre durante las épocas de lluvia o por translocaciones, tanto directas como indirectas, hacia cuerpos de agua aledaños, lo que puede ocasionar el desplazamiento o la disminución de la fauna malacológica nativa. Asimismo, representa un riesgo sanitario, ya que actúa como huésped intermediario en el ciclo de vida de parásitos zoonóticos, afectando a humanos, ganado y especies silvestres (Tinajero et al., 2018). Esta especie puede colonizar rápidamente diferentes tipos de hábitats naturales; puede alcanzar densidades muy altas, de varios miles de individuos por metro cuadrado y tolera un amplio espectro de condiciones ambientales (CONABIO, 2017).

Pseudosuccinea columella

Especie de gasterópodo introducido, comúnmente encontrado en estanques, lagunas, siendo capaz de respirar aire lo que le permite sobrevivir en ambientes hipóxicos, su reproducción es hermafrodita por lo que facilita su rápida colonización en nuevos hábitats (Molina, 2021), aunque esta especie de origen americano presenta una amplia distribución en América del Sur debido a su capacidad de dispersión y adaptación. (Zarco et al., 2011)

Es principalmente conocido por ser hospedero intermediario de Fasciola hepática (Capote et al., 2013), lo cual es una enfermedad que afecta severamente al ganado vacuno e inclusive a los seres humanos. (de Vargas Castro et al., 2019).

Anodontites crispata se define como un bivalvo nativo de agua dulce perteneciente a la familia Mycetopodidae que habita principalmente en fondos lodosos de ríos y sistemas lacustres, cuya presencia en regiones geográficamente aisladas del Ecuador, tanto en la vertiente del Pacífico (Guayas, región Costa) como en la cuenca amazónica (Morona-Santiago y Orellana, región Amazónica), evidencia un patrón biogeográfico complejo que aparentemente supera la barrera física de la Cordillera de los Andes, por lo que su distribución transandina requiere un análisis multidimensional que contemple la conectividad histórica entre cuencas hidrográficas y la plasticidad ecológica característica de la familia Mycetopodidae, aun cuando los inventarios nacionales recientes han validado la diversidad de moluscos continentales presentes en el país (Breure et al., 2022)..

Desde una perspectiva evolutiva, la capacidad del género para habitar ambientes dispares en la Costa y la Amazonía puede explicarse por su profunda historia geológica y conservadurismo de nicho. El registro fósil del Mioceno Medio en la Formación San José

(Argentina) evidencia la presencia de *Anodontites* (*A. elongatus* y *A. trapesialis*) coexistiendo con gasterópodos del género *Pomacea* y bivalvos del género *Diplodon* en ambientes de agua dulce (Morton & Herbst, 2012). Esta asociación paleontológica, que data de hace millones de años, es ecológicamente análoga a las comunidades actuales, lo que sugiere que el género posee una resiliencia evolutiva notable frente a los cambios geodinámicos del continente. Por lo tanto, la presencia actual de *A. crispata* en ambos lados de los Andes podría interpretarse como un remanente de distribuciones ancestrales previas al levantamiento final de la cordillera o como resultado de una dispersión muy eficiente en tiempos geológicos más recientes.

Mayabina carolita

Esta especie corresponde a un gasterópodo nativo de la región, que habita en ecosistemas de agua dulce tanto en valles interandinos como en llanuras costeras. La presencia en la región Sierra es indiscutible desde una perspectiva taxonómica, dado que la localidad tipo de la especie se encuentra en San Nicolás, Cantón Mejía, provincia de Pichincha (Breure et al., 2022). Esta ubicación en los valles interandinos establece que la especie tiene una base biológica adaptada a las condiciones de altura y temperatura de la Sierra. La sinonimia de *Aplecta martinidella* con *M. carolita* refuerza esta distribución, al unificar registros que históricamente se encontraban dispersos en la literatura malacológica (Breure et al., 2022).

La distribución en la región Costa se sustenta en registros específicos en las provincias de El Oro (Santa Rosa) y Guayas (Chanduy), dentro de la ecorregión de las Vertientes del Pacífico Norandino (Breure et al., 2022). Según Sartini et al. (2024), la especie se desplaza a través de grandes sistemas hídricos como la Cuenca del Pacífico (Colombia-Ecuador) y la Cuenca del Amazonas. Esta conectividad sugiere que la especie utiliza los gradientes fluviales que descienden desde los Andes hacia el océano como corredores biológicos, facilitando su establecimiento en las llanuras costeras.

Hemisinus guayaquilensis

Es un tipo de gasterópodo nativo, característico de sistemas fluviales cálidos y sedimentarios de las tierras bajas. A pesar de que Breure et al. (2022) mencionan en su listado que la distribución de la especie abarca las provincias de El Oro, Guayas y Pichincha, es fundamental destacar que su presencia en la región interandina se reportó históricamente bajo el nombre de *Hemisinus pazi*. Este registro en la Sierra se considera un error histórico derivado de la sinonimia taxonómica, dado que las condiciones ambientales de altura no corresponden al hábitat natural de la especie.

De acuerdo a su estado de conservación, las poblaciones nativas enfrentan actualmente presiones significativas por la introducción de especies exóticas, lo que significa que la expansión de tiaridos invasores altamente competitivos, como *Melanoides tuberculata*

y *Thiara granifera*, podría estar desplazando a este gasterópodo nativo de sus hábitats originales, lo cual demanda un monitoreo constante.

Conclusión

El presente estudio ha permitido describir el estado actual de la diversidad taxonómica, distribución geográfica y estatus de conservación de la malacofauna dulceacuícola en el Ecuador continental. En correlación, con el objetivo planteado se evidenció que la diversidad de moluscos de agua dulce en el país presenta una heterogeneidad regional la cual es condicionada por factores geográficos, ecológicos e históricos, así como por intervención antrópica en los ecosistemas acuáticos.

Los presentes resultados confirman una predominancia de especies nativas, superando numéricamente a especies introducidas y endémicas, este patrón sugiere que las especies invasoras aunque presentan una alta capacidad de adaptación, la estructura actual de la malacofauna mantiene un fuerte componente autóctono.

Asimismo, durante la investigación se evidenció vacíos puntuales de información, estas limitaciones reflejan la necesidad de fortalecer la investigación en la malacología dulceacuícola en el Ecuador, especialmente por la realización de muestreos de campo sistemáticos, el análisis detallado de caracteres morfoestructurales para la actualización continua.

Referencias bibliográficas

- Aguirre, W. E., Carvajal-Vallejos, F. M., & Ríos-Touma, B. (2017). Biodiversity and conservation of freshwater ecosystems in Ecuador: A review. *Neotropical Biodiversity*, 3(1), 93-107. <https://doi.org/10.1080/23766808.2017.1294475>
- Bravo Cumbicus, M. A. (2010). Inventario de las especies de moluscos y crustáceos en la zona de influencia del corredor fluvial Zamora-Nangaritza [Tesis de grado, Universidad Nacional de Loja].
- Breure, B., Ablett, J., & Roosen, M. (2022). Land and freshwater molluscs of mainland Ecuador: an illustrated checklist. *Zootaxa*, 5102(1), 1-290. https://www.researchgate.net/publication/358725310_Land_and_freshwater_molluscs_of_mainland_Ecuador_an_illustrated_checklist
- Capote, R. V., Fernández, L. D., del Risco Barrios, U., Duarte, R., & Perera, A. A. V. (2013). *Pseudosuccinea columella* (Mollusca: Gastropoda: Lymnaeidae) en Camagüey. *Revista cubana de medicina tropical*, 65(3), 388-393. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0375-07602013000300012
- Caron, Y., Celi-Erazo, M., Hurtrez-Boussès, S., Lounnas, M., Pointier, J.-P., Saegerman, C., Losson, B., & Benítez-Ortiz, W. (2017). Is *Galba schirazensis* (Mollusca, Gastropoda) an intermediate host of *Fasciola hepatica* (Trematoda, Digenea) in Ecuador? *Parasite*, 24, Artículo 24. <https://doi.org/10.1051/parasite/2017026>
- Celi, J. E., & Villamarin, F. (2020). Freshwater ecosystems of Mainland Ecuador: diversity, issues and perspectives. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 32, e106. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X3320>

- Cepeda Cajas, E. L. (2018). Estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos y su relación con los usos de suelo, en el río Puenbo Grande, cantón Pujilí, Ecuador [Tesis de pregrado, Universidad Técnica Estatal de Quevedo]. Repositorio Institucional UTEQ. <https://repositorio.uteq.edu.ec/server/api/core/bitstreams/5faf3bbc-dd3b-47e4-a664-77375545425e/content>
- CONABIO. (2017). Evaluación rápida de invasividad de Melanoides tuberculata. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, 13.
- Conde, A., & Solís-Coello, P. (2017). From the estuary to the Amazon basin: Corbicula fluminea (O.F. Müller, 1774) (Bivalvia Venerida Cyrenidae) in Ecuador. Biodiversity Journal, 8(4), 915-922.
- Correoso Rodríguez, M. (2008). Los moluscos terrestres y fluviales del Ecuador continental: La biodiversidad desconocida. Caracterización y distribución biogeográfica preliminar. SIMBIOE. https://www.researchgate.net/publication/316490927_Los_moluscos_terrestres_y_fluviales_del_Ecuador_continental_La_biodiversidad_desconocida
- Correoso Rodríguez, M., Espinosa, E., & Coello Rodríguez, M. (2017). Pomacea canaliculata in Ecuador: a recent pest with multiple implications. En R. C. Joshi, R. H. Cowie, & L. S. Sebastian (Eds.), Biology and management of invasive apple snails (pp. 257-291). Philippine Rice Research Institute (PhilRice). https://www.researchgate.net/publication/320716641_Pomacea_canaliculata_in_Ecuador_a_recent_pest_with_multiple_implications
- de Vargas Castro, M., Martínez La Hoz, J., Castillo, J., Paulino, D., Alarcón Elbal, P. M., & Vázquez, A. A. (2019). Potencialidad de Pseudosuccinea columella (Say, 1817) (Molusca: Gastropoda: lymnaeidae) en la transmisión de la fascioliasis humana en República Dominicana / Potentiality of Pseudosuccinea columella (Say, 1817) (Molusca: Gastropoda: lymnaeidae) in the transmission of human fascioliasis in the Dominican Republic. Cienc salud (st domingo), 3(2), 9-16. <https://pesquisa.bvsalud.org/portal/resource/pt/biblio-1379138>
- Dolmo Zavala, M. G. (2024). Descripción y análisis molecular de una especie de molusco en el Bosque Protector Prosperina. ESPOL. Repositorio Institucional.
- Herrera, G. (2025). Ecuador alberga más especies de flora y fauna que continentes enteros, según el Instituto Nacional de Biodiversidad. Primicias. <https://www.primicias.ec/ciencia-tecnologia/ecuador-especies-flora-fauna-continentes-enteros-instituto-nacional-biodiversidad-103753/>
- Jiménez Martínez, R. A. (2025). Análisis de la calidad del agua por biomonitoreo de macroinvertebrados bentónicos del río California comuna Loma Alta - Santa Elena [Trabajo de integración curricular para optar al título de Biólogo, Universidad Estatal Península de Santa Elena]. Repositorio UPSE. <https://repositorio.upse.edu.ec/server/api/core/bitstreams/a8bbe3cd-3acf-4cd9-84bb-fffa4dd052b7/content>
- Lodeiros, C., Gutiérrez Gregoric, D. E., González-Henríquez, N., Hernández-Reyes, D., Rey-Méndez, M., Panta-Vélez, R. P., Bernal-Zambrano, J. J., & Darrigran, G. (2025). The Asian clam Corbicula fluminea in Ecuador: dispersion and diversity of occupied environments. Arxius de Miscel·lània Zoològica, 23, 33-43.
- Ludwig, S., Boeger, W. A., & Darrigran, G. (2023). Opening the black box of the invasion of Corbicula clams (Bivalvia, Corbiculidae) in South America: a genetic and morphological evaluation. Hydrobiologia. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05378-1>
- Molina, S. (2021). Nuevos registros de Pseudosuccinea columella (Say, 1817) (Hygrophila: Lymnaeidae) en Misiones, Argentina. <https://rid.unam.edu.ar/handle/20.500.12219/5106>
- Moncayo Molina, L. S. (2024). ANÁLISIS ESTADÍSTICO MULTIVARIADO EN LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DE LOS RÍOS DE LA CIUDAD DE CAÑAR, ECUADOR , ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA DEL LITORAL]. <https://www.dspace.espol.edu.ec/retrieve/c3adb5c3-98d6-41e4-ad0a-638083a981ec/T-110601%20FCNM-%20POSTG%20-%20045.pdf>
- Morton, L. S., & Herbst, R. (2012). Etherioidea y Ampullarioidea (Mollusca) en la Formación San José (Mioceno Medio), valle de Santa María, provincia de Salta, Argentina. Gaea: Journal of Geoscience, 8(2), 82-92. <https://doi.org/10.4013/gaea.2012.82.05>
- Palacio-Villamagua, G., Iñiguez-Gallardo, V., & Correoso-Rodríguez, M. (2022). Primer registro de Stenophysa marmorata (Guillemot, 1828), Gastropoda, Physidae en ríos de la provincia de Loja, Ecuador. Avances en Ciencias e Ingenierías, 14(2), Artículo 2537. <https://doi.org/10.18272/aci.v14i2.2537>
- Porrás Bonilla, K. I., & Saltos Loja, J. D. (2017). Evaluación de macro y micro invertebrados como indicadores biológicos de la calidad de agua del Humedal Amidas del Parque Nacional Llanganates en la Provincia de Cotopaxi [Tesis de pregrado, Universidad Técnica de Cotopaxi]. Repositorio Institucional UTC. <https://repositorio.utc.edu.ec/items/4d75b982-b079-4e34-a56f-2df51253d1ff>
- Ríos-Granizo, J., Villavicencio-Abril, Á., Guamán-Guamán, R., Ulloa-Cortázar, S., & Medina-Suescún, E. (2021). Prevalencia e identificación de moluscos lymneidos transmisores de Fasciola hepatica Linnaeus, 1758 (Platyhelminthes, Trematoda), en la comunidad San Martín de la parroquia Columbe, cantón Colta, provincia de Chimborazo, Ecuador. Neotropical Helminthology, 15(1), 1-13. <https://revistas.unfv.edu.pe/NH/article/view/1025>
- Sartini, B., Ovando, X. M. C., Altomari, L. N., Macanha, F. L., Rossi, M. F., & D'Ávila, S. (2024). Assessing the role of taxonomic impediment in the knowledge on geographic distribution of Physidae (Gastropoda: Hygrophila) in South America, using an intensive-data approach. Anais da Academia Brasileira de Ciências, 96(2), e20230972. <https://doi.org/10.1590/0001-376520240230972>
- Tinajero, R., Partida, A., & Bermúdez, M. (2018). First record of the invasive exptoc snail Melanoides tuberculata (Gastropoda: Thiaridae) in San Luis Potosí, Mexico. Hidrobiológica, 28(3), 349-351. <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbshidro/2018v28n3/tinajero>
- Torres, S. H. (2022). Caracterización de la malacofauna acuática continental de la Patagonia extra-andina de la provincia de Santa Cruz. Universidad Nacional de La Plata.
- Verma, A. K., Rahman, A., Hussain, S., & Singh, N. S. (2025). Freshwater mussels as multifaceted ecosystem engineers: Insights into their ecological importance, bioindication, and economic contributions. Water, 17(11), 1629. <https://doi.org/10.3390/w17111629>
- Zarco, A., Fantozzi, M. C., & Cuervo, P. F. (2011). Notes o N GeoGraphic DistributioN. Scispace.com. <https://scispace.com/pdf/gastropoda-pulmonata-lymnaeidae-pseudosuccinea-columella-say-3mz5i25h2z.pdf>

Registro oficial y observaciones morfológicas de *Cyclestheria hislopi* (Baird, 1859) (Branchiopoda: Cyclestheridae) en la Provincia del Guayas, Ecuador

Official record and morphological observations of *Cyclestheria hislopi* (Baird, 1859) (Branchiopoda: Cyclestheridae) in Ecuador

Rocksandra Ronquillo Espinoza¹, John Ramos-Veliz², Grace Cáceres Lucio² & Mónica Armas-Soto¹

¹Universidad de Guayaquil, Facultad de Ciencias Naturales, Av. Raúl Gómez Lince s/ny Av. Juan Tanka Marengo, Guayaquil, Ecuador

²Escuela Superior Politécnica del Litoral, Campus Gustavo Galindo, km30.5 vía perimetral. Guayaquil, Ecuador

Recibido febrero 2026, aceptado mayo 2026, en línea 18 junio 2026.

Resumen

El Branchiopodo *Cyclestheria hislopi* es considerado un organismo de distribución circuntropical, corresponde a la familia Cyclestheridae, es un taxón que actualmente comprende un complejo número de especies con registros en diferentes partes del mundo. Se obtuvieron 12 ejemplares de *C. hislopi* en raíces de *Eichhornia* sp. pertenecientes a arrozales del cantón Daule durante la fase de anegación y al Humedal río Perdido. Los especímenes se encontraron en diferentes estadios de desarrollo y fueron disectados para su descripción y se evidenció una posible relación entre los anillos de crecimiento con una reestructuración de las ornamentaciones morfológicas. El presente estudio registra oficialmente a *C. hislopi* para el noroccidente de América del sur y refuerza la necesidad de realizar un estudio morfológico comparado, para asignar el epíteto correspondiente a las poblaciones americanas.

Palabras claves: complejo de especies - Carcinofauna - Descripción morfológica - Crustáceos dulceacuícolas - *Cyclestheria hislopi*

Abstract

The Branchiopod *Cyclestheria hislopi* is considered a circumtropical organism belonging to the family Cyclestheridae, a taxon that currently comprises a complex number of species with records in different parts of the world. Twelve specimens of *C. hislopi* were obtained from the roots of *Eichhornia* sp. in rice paddies in the Daule canton during the flooding phase and from the Río Perdido wetland. The specimens were found in different developmental stages and were dissected for description. A possible relationship between growth rings and a restructuring of morphological ornamentation was observed. This study officially records *C. hislopi* for northwestern South America and reinforces the need for a comparative morphological study to assign the appropriate epithet to American populations.

Keywords: Species complex - Carcinofauna - Morphological description - Freshwater crustaceans - *Cyclestheria hislopi*

Introducción

Los Cyclestheridae son una familia de Branchiopodos caracterizados por presentar un caparazón bivalvo que encierra todo el cuerpo; apéndices torácicos foliáceos y un desarrollo directo ovovivíparo (Olesen 1999). Están estrechamente relacionados con los cladóceros (Pulgas de agua) debido a sus caracteres morfológicos, moleculares y ciclo de vida, formando el clado Cladoceromorpha y se encuentran dentro

del suborden Cyclestherida que fue creado luego de invalidar el grupo Conchostraca (Braband et al. 2002; Fritsch y Richter 2015; Martin y Davis 2001; Richter, Olesen, y Wheeler 2007).

Cyclestheria hislopi se ha considerado como la única especie de la familia. Siendo un taxón monotípico está distribuida en regiones circuntropicales a nivel intercontinental (Martin y Boyce 2004). Al igual que la mayoría de los braquiópodos, habita en cuerpos

* Correspondencia del autor:

E-mail: jaleramo@espol.edu.ec



Esta obra está bajo una licencia de creative commons: atribución-NoComercial-SinDerivadas 4.0. Los autores mantienen los derechos sobre los artículos y por tanto son libres de compartir, copiar, distribuir, ejecutar y comunicar públicamente la obra.

de agua dulce permanentes o semipermanentes y son capaces de alternar entre la reproducción partenogenética y sexual, produciendo huevos de resistencia protegidos dentro de un efipio (Paul y Nayar 1977), el conjunto de estas características hace de *C. hislopi* una especie con alto valor taxonómico.

Se ha propuesto que las poblaciones intercontinentales de *C. hislopi* deben ser categorizadas como diferentes especies, por la aparente estasis morfológica del taxón, que da la idea de ser un complejo de especies crípticas, pero esto permanece en discusión debido a una falta de análisis taxonómico integrativo (Elmoor-Loureiro y Sousa 2024; Schwentner et al. 2013). En este sentido las descripciones morfológicas modernas estandarizadas se vuelven vitales para futuras evaluaciones taxonómicas del grupo.

La especie *C. hislopi* fue descrita por primera vez por Baird (1859) en un estanque de Nagpur, India; posteriormente, hubo registros en diferentes regiones del país. (Ghate, y Pai 2011; Sonia, Ramanibai, y Kanniga 2012) Incluso, Babu y Bijoy (2011) describieron la morfología de los machos y hembras con ciclos sexuales encontrados en humedales de Kerala, también en la India.

Consecuentemente, se ha reportado a *C. hislopi* en diferentes continentes (Meyer-Milne, Mlambo, y Rogers 2020) generando una ampliación de su distribución. Se han encontrado juveniles en una

laguna a orillas del río Paraná-Argentina (Halloy 1981); Mientras que, en Colombia y Brasil existen reportes en diferentes cuerpos de agua con estudios enfocados en su partenogénesis (Roessler 1995; Yashima, Baldochi, y Rocha 2011), adicionalmente, existen numerosos registros para el resto de América sin contar a Ecuador (Rogers et al. 2020).

El presente estudio registra oficialmente a *C. hislopi* en territorio ecuatoriano ampliando su distribución hacia el occidente de Sudamérica, proporciona una descripción morfológica estandarizada de la población ecuatoriana que facilite futuros estudios comparativos con las poblaciones de otros continentes.

Materiales y Métodos

Se obtuvieron ejemplares de *C. hislopi* en raíces de *Eichornia* sp. pertenecientes a Arrozales del cantón Daule durante la fase de anegación y al Humedal río Perdido. El río Daule es un sistema lótico que nace en la provincia de Manabí, atraviesa el cantón Daule y se une al Río Guayas, las áreas de ocurrencia se reflejan en la Figura 1. Este en fases de inundación puede cubrir parte del cantón Santa Lucía donde se encuentra el Humedal Río Perdido que al bajar el nivel del agua genera una gran floración de lechugines (*Eichornia* sp.), por otro lado, los arrozales del cantón Daule están conectados casi permanentemente al río debido a sistemas de riego (Cobos et al. 2020).

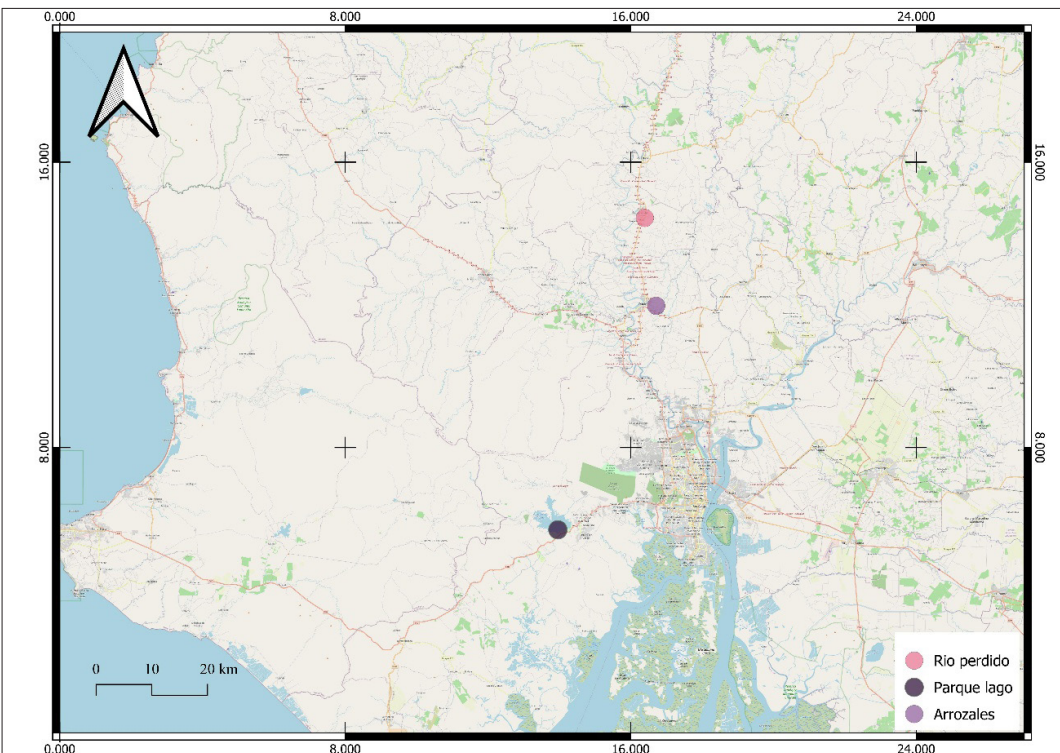


Figura 1. Ocurrencia de *Cyclestheria hislopi* en la provincia del Guayas-Ecuador

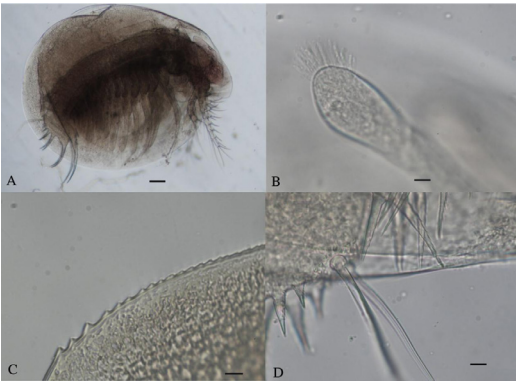


Figura 2. Caracteres taxonómicos de *Cyclestheria hislopi*; A, espécimen con siete anillos de crecimiento, escala = 100 micras; B, ápice de la anténula con estetascos escala 10 micras; C, Margen frontal del rostro con denticulos, escala =10 micras; D. Margen dorsal del postabdomen con la base de los filamentos caudales rodeadas por una placa de denticulos, escala = 10 micras.

Las raíces de *Eichornia* sp. Fueron enjuagadas con agua común pasando por una malla de 150 micras de ojo de luz; se tomaron los organismos de *C. hislopi* para ser fotografiados con una cámara NIKON DS-Fi3 adaptado a un microscopio Olympus CX31; las mediciones se realizaron con el Software NIS-Elements. La identificación se realizó y confirmó con literatura especializada (Martin y Boyce 2004; Thorp y Rogers 2016; Timms 2018).

Resultados

Se encontraron y diseccionaron un total de 12 individuos de *C. hislopi*. De los cuales, ocho fueron del humedal Rio Perdido y cuatro de un arrozal de Daule, también hubo avistamientos en el lago de represa de Chongón, todos los ejemplares fueron hembras, dos grávidas y las demás con diferentes grados de madurez.

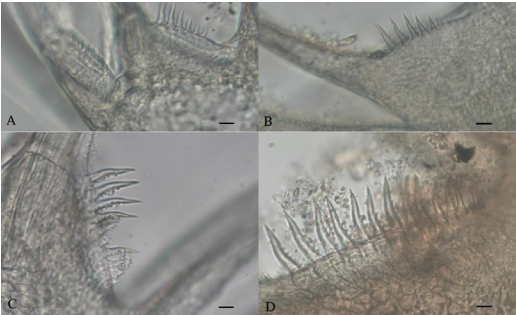


Figura 4. Espinas secundarias de la base del segundo par de espinas principales del telson presentes en *Cyclestheria hislopi*, escala = 10 micras; A, Base con seis espinas secundarias, escala = 10 micras; B, Base con seis espinas secundarias y una séptima en desarrollo, escala = 10; C, base con diez espinas secundarias, escala = 10 micras; D, base con 14 espinas secundarias, escala = 10 micras.

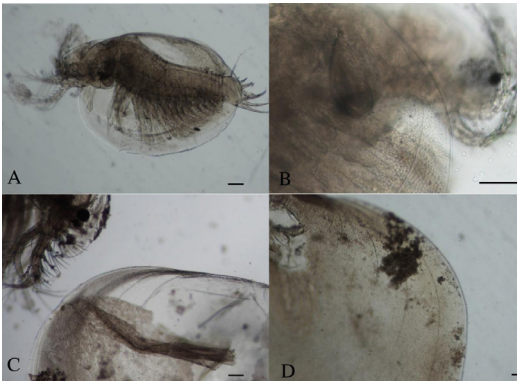


Figura 3. Anillos de crecimiento presentes en las valvas de *Cyclestheria hislopi* escala = 100 micras; A, espécimen con un anillo de crecimiento; B, espécimen con 2 anillos de crecimiento, escala = 100 micras; C, valva de *Cyclestheria hislopi* con tres anillos de crecimiento, escala = 10 micras; D, valva de *Cyclestheria hislopi* con seis anillos de crecimiento, escala = 10 micras.

Caparazón: El caparazón presenta un pliegue dorsal de donde están unidas las valvas, comprimido lateralmente; margen ventral liso, forma subcircular aparentemente texturizado, los especímenes descritos tienen entre 1 a 7 anillos de crecimiento (Figura 2A, 3A-D) muy separados entre sí, relación larga/alto = 1.24.

Cabeza: Ojo compuesto más grande que el ojo naupliar, órgano dorsal triangular, parte anterior de la cabeza diminutamente aserrada con una hilera de denticulos que van aumentando de tamaño hasta el extremo distal (figura 2C), varía según el grado de desarrollo del individuo.

Anténula: Es corta delgada y ensanchada en la punta con una agrupación subapical de estetascos (setas sensoriales) en la cara anterior (figura 2B).

Tabla 1. Relación entre los anillos de crecimiento y las diferentes estructuras morfológicas de *C. hislopi*, AC., Número de Anillos de crecimiento; LC., Longitud de la valva en el plano antero - posterior; ESB., Número de espinas secundarias basales que se encuentran en el telson.

# AC	LC (mm)	Fórmula setal del exópodo de la antena	# ESB
1	1.52	(1+4), (1+4), (1+3), (1+2), (1+2), (1+2), (1+3)	6
2	2.11	(1+4), (1+4), (1+4), (1+3), (1+2), (1+2), (1+3)	7
3	2.98	(1+6), (1+4), (1+4), (1+3), (2+2), (1+2), (1+3)	10
6	3.47	(2+6), (2+6), (2+5), (2+4), (2+3), (2+1), (1+3)	12
7	3.89	(2-6), (2+6), (2+4), (2+4), (2+3), (2+2), (1+3)	14

Antena: Birramia provista de dos tipos de setas, las natatorias que son largas y plumosas (SN) y setas rígidas, que son robustas y cortas (SR), la formula setal por segmento se expresa: SN + SR; presenta dos ramas segmentadas (Exópodo y endópodo); el exópodo, tiene siete segmentos más anchos que el endópodo, los tres primeros con un lóbulo lateral en cada artejo, las setas rígidas forman agrupaciones en cada artejo en el margen distal del lado anterior del exópodo; en mientras que, las setas natatorias se encuentran en el lado posterior del margen distal de cada segmento, la formula setal varió entre los individuos que tenían diferente número de anillos de crecimiento (AC).

El endópodo tiene siete segmentos todos más angostos que el ancho del exópodo, las setas natatorias se encuentran en el margen distal de cada segmento en el lado posterior y las setas rígidas en el margen distal de cada segmento en el lado anterior, no hubo cambios en el número de setas en ninguno de los organismos analizados.

Apéndices torácicos: solo se encontraron hembras, por lo que no se describen los apéndices modificados del macho, en forma general son muy similares con una reducción gradual de tamaño desde los anteriores hasta los posteriores; cada toracópodo esta provisto por un epípodo de apariencia ovalada, un exópodo alargado con muchas setas en el margen lateral, y una serie de enditos que terminan en el endópodo que presenta 4 setas apicales (Fig. 2D).

Telson y Región Caudal: en la parte anterior del telson, se encuentra un par de filamentos caudales plumosos, cuya base es un bulbo rodeado de denticulos que reposan en una placa; presenta de seis a siete pares de espinas dorsales que se van agrandando hacia la parte posterior, cada espina tiene un par de hileras de pequeñas espinas en los márgenes dorsolaterales; en la cara dorsal de la base del penúltimo par de espinas, se presenta una pequeña hilera de espinas generalmente ornamentadas (figura 4) y el número varia dependiendo de los anillos de crecimiento (Tabla 1).

Discusión

El Branquiópodo *C. hislopi* es considerado como un organismo de distribución circuntropical, con registros en diferentes partes del mundo. La teoría de que todos son una misma especie se basa en su registro fósil, el cual, menciona que sus poblaciones están estrechamente ligadas con la separación de Gondwana (Halloy 1981), y debido a la deriva continental, pequeñas poblaciones de *C. hislopi* quedaron aisladas en los diferentes continentes actuales (Schwentner et al. 2013). Sin embargo, por los procesos de especiación y adaptación, el aislamiento debió separar genéticamente a las poblaciones creando especies diferentes (Loretán et al. 2019), por lo que los nombres que cada continente deberían ser ajenos al epíteto hislopi, Según Rogers et al. (2020) las especies de centro América deberían llamarse

C. spinosa de forma prioritaria para las poblaciones panameñas. Por otro lado, Thiele (1907) nombró para la parte sudamericana (poblaciones brasileñas) como *C. sarsiana*, donde mencionó que los especímenes analizados son más pequeños, con pocos anillos de crecimiento y espinas casi rudimentarias en el rostro.

En el presente estudio aparentemente hay una relación entre los anillos de crecimiento y las ornamentaciones de los apéndices del cuerpo (Número de setas, disposición, etc.). Al revisar la formula setal en el exópodo de la antena y el número de espinas basales ubicadas en el penúltimo par de espinas del telson, varían junto con el número de anillos. Estos anillos de crecimiento aparecen debido a que la superficie externa de las valvas se conserva después de cada muda (Astrop et al. 2015), además, la aparición y reorganización de setas y espinas es común en otros crustáceos como las larvas de braquiuros (Guerao, Abelló y Díaz 2005; Islam, Shokita y Higa 2000) aunque no está documentado en los Cyclestheridos, aquello explicaría la aparente relación de las ornamentaciones con los anillos de crecimiento.

Los organismos del presente estudio tienen caracteres morfológicos que coinciden con los mencionados por Thiele (1907), pero según nuestros resultados, queda en duda si sus especímenes de dicho estudio correspondían a un estado adulto, por lo que sería necesario una revisión de esos especímenes.

Las espinas del telson generalmente son consideradas de valor taxonómico (Babu y Bijoy 2011; Thorp y Rogers 2016; Timms 2018), pero no se estandariza el número de espinas basales o secundarias. Según los diferentes registros publicados varían en número, Babu y Bijoy Nandan (2011) dijeron que *C. hislopi* tenía de cuatro a cinco espinas basales, en cambio, Olesen, Martin, y Roessler (1996) describieron dos hileras de 6 espinas basales, al parecer este es el número máximo de espinas registrado; curiosamente la descripción de Sars (1887) solo menciona una hilera de espinas secundarias sin dar un número determinante. Los especímenes analizados tuvieron un máximo de 14 espinas, la funcionalidad de estas espinas no ha sido estudiada a profundidad aun; Olesen et al. (1996) proponen que estas espinas, tienen función de limpieza debido a que los Cyclestheridos pueden balancear su abdomen entre los toracópodos. Por otro lado, parece que el número de espinas aumenta según el número de anillos de crecimiento tal como sucede con el número de setas analizados anteriormente. La hembra adulta con 14 espinas basales tenía crías que presentaban un primordio del caparazón, Olesen (1999) separó el desarrollo larval de *C. hislopi* en ocho estadios, entonces, tomando su trabajo como referencia tenemos que las larvas encontradas dentro nuestro espécimen adulto estaban en estadio V y VII; del mismo modo, la hembra con seis anillos de crecimiento y 12 espinas basales estaba con larvas en estadios IV y V, esto sugiere que a pesar de que ya están reproductivamente listas, siguen desarrollándose estructuralmente.

Hasta la fecha no existen estudios morfológicos comparativos detallados de nivel intercontinental que permitan evaluar si las especies de Centro y Sudamérica son las mismas o se trata de diferentes taxones, si fuera solo por la evidencia genética las poblaciones americanas deberían adoptar el nombre de *C. sarsiana*; sin embargo, en ausencia de evidencia robusta, las poblaciones sudamericanas incluyendo a las encontradas en Ecuador seguirán con el nombre *C. hisloppi*; no obstante, las observaciones morfológicas aquí descritas, resaltan la necesidad de revisar el estado taxonómico de las poblaciones americanas para evaluar la aplicabilidad de los nombres científicos del complejo *C. hisloppi* según el Código de nomenclatura zoológica.

Finalmente, los especímenes provenientes de los humedales fueron encontrados entre las raíces de *Eichornia* sp., coincidiendo con Halloy (1981) que encontró su material en cuerpos de agua con abundante vegetación palustre en Argentina; en contraste, Paul y Nayar (1977) reportaron un predominio de *C. hislopi* en las malezas sumergidas de *Hydrilla verticillata* en India; por otro lado, Martin, Boyce, y Grygier (2003) obtuvieron sus muestras de un río infestado por Jacintos de agua y otras en plantas carnívoras del género *Utricularia* en Malaysia. esto sugiere que la presencia de *C. hislopi* está asociada con sistemas hídricos caracterizados por abundante vegetación palustre indistintamente de la flora, probablemente porque este tipo de vegetación ofrece refugio; sin embargo, este patrón no explica la presencia de los *Cyclestherids* en los arrozales, lo que indica que fueron transportadas pasivamente tal como lo plantea Halloy (1981) para algunas poblaciones Argentinas, que pueden ser transitorias en ciertos cuerpos de agua por las crecidas del Río Paraná. en nuestro caso, los arrozales se encuentran cerca del río Daule, que puede funcionar como un vector hidrológico favoreciendo la dispersión de *C. hislopi* hacia estos humedales.

Conclusiones

Se reporta oficialmente a la especie *C. hislopi* en Ecuador, y su registro aumenta su distribución hacia el occidente americano, formando parte de la carcinofauna ecuatoriana de agua dulce en la región costa.

La descripción morfológica descrita en los ejemplares ecuatorianos permitió documentar caracteres de *C. hislopii* que no han sido reportados previamente especialmente en la setaxia del endópodo de la antena.

Se encontró diferencias consistentes en algunos caracteres morfológicos comparados con las descripciones de ejemplares pertenecientes a otros continentes, incluyendo un mayor número de espinas agrupadas en la base del penúltimo par de espinas del

telson, y un mayor número de anillos de crecimiento en las valvas.

Las diferencias morfológicas registradas apoyan a la hipótesis de que *C. hisloppi* forma parte de un complejo de especies intercontinental y debido a que se trata de caracteres considerados conservadores dentro de los branchiopoda, las especies americanas podrían pertenecer a un linaje diferente de sus congéneres asiáticas, sin embargo, por falta de estudios comparativos entre las especies dentro de América, las poblaciones ecuatorianas se mantendrán bajo el nombre de *C. hisloppi* dentro del marco del código internacional de Nomenclatura zoológica.

Recomendaciones

Se recomienda complementar los análisis morfológicos con estudios moleculares para evaluar la divergencia genética entre las poblaciones de *C. hislopi* para aclarar el complejo de especies que representa.

Es necesario realizar las comparaciones morfológicas detalladas con poblaciones de otros países de América y demás continentes agregando los detalles finos como la fórmula setal, número de espinas y anillos de las valvas evaluando la variación intra e intercontinental.

Estandarizar el uso de fórmulas setales para facilitar las comparaciones morfológicas en futuras descripciones, contribuyendo a un entendimiento más preciso de la diversidad taxonómica de los Branchiopoda.

Se recomienda realizar muestreos puntuales en otros cuerpos de agua dulce en Ecuador, para conocer la verdadera distribución de *C. hislopi* dentro del país.

Bibliografía

- Babu, Bhash, y Nandan, S. Bijoy. 2011. "New Record of Male and Ehippial Female of *Cyclestheria hislopi* (Baird, 1859) (Branchiopoda: Diplostraca: Cyclestheriidae) from a Wetland in Kerala, India". *Zoologica Survey of India* 2:89-94.
- Baird, W. 1859. "Description of some new recent Entomostraca from Nagpur, collected by the Rev. S. Hilsop." *Proceedings of the Zoological Society of London* 27:231-34.
- Braband, Anke, Stefan Richter, Rudolf Hiesel, y Gerhard Scholtz. 2002. "Phylogenetic relationships within the Phyllopoda (Crustacea, Branchiopoda) based on mitochondrial and nuclear markers". *Molecular Phylogenetics and Evolution* 25:229-44. www.academicpress.com.
- Cobos, Fernando, Juan Gómez, Edwin Hasang, y Reina Medina. 2020. "Sostenibilidad del cultivo del arroz (*Oryza sativa* L.) en la zona del Daule, provincia del Guayas, Ecuador". *Journal of Science and Research* 5(4).
- Fritsch, Martin, y Stefan Richter. 2015. "How the cladoceran heterogonic life cycle evolved-insights from gamogenetic reproduction and direct development in *Cyclestherida*". *Evolution and Development* 17(6):356-66. doi:10.1111/ede.12163.
- Halloy, Stephan. 1981. "Notas sobre *Cyclestheria hislopi* (Baird) (Crustacea: Conchostraca) encontrado en Argentina". *Acta Zoologica Lilloana* 36(2):5-9.
- Martin, Joel W., y Sarah L. Boyce. 2004. "Crustacea: non-

- cladoceran Branchiopoda". Pp. 284-97 en Freshwater Invertebrates of the Malaysian region.
- Martin, Joel W., y George E. Davis. 2001. An Updated Classification of the Recent Crustacea. Vol. 39. Los Angeles, California: Natural History Museum.
- Meyer-Milne, Elizabeth, Musa C. Mlambo, y D. Christopher Rogers. 2020. "Distribution of clam shrimps (Crustacea: Laevicaudata and spinicaudata) in South Africa, with new records from the Northern Cape Province". Zoological Studies 59:1-9. doi:10.6620/ZS.2020.59-39.
- Nayar, C. K. G., y K. K. N. Nair. 1968. "On a Collection of Conchostraca (Crustacea : Branchiopoda) from South India, with the Description of two New Species". Hydrobiologia 32:219-24. doi:https://doi.org/10.1007/BF00179552.
- Olesen, Jørgen. 1999. "Larval and pos-larval development of the branchiopod clam shrim Cyclestheria hislopi (Baird, 1859) (Crustacea, Branchiopoda, Conchostraca, Spinicaudata)". Acta Zoologica (Stokholm) (80):163-84.
- Padhye, Sameer, Hemant Ghate, y Kalpana Pai. 2011. "New locality record and additional information on the habitat of Cyclestheria hislopi (Baird, 1859) (Crustacea: Branchiopoda: Cyclestherida) in India". Threatened Taxa 3(1):1445-48.
- Paul, M. A., y C. K. G. Nayar. 1977. "Studies on a Natural Population of Cyclestheria hislopi (Baird) (Conchostraca: Crustacea)". Hydrobiologia 53(2):173-79.
- Richter, Stefan, Jørgen Olesen, y Ward C. Wheeler. 2007. "Phylogeny of Branchiopoda (Crustacea) based on a combined analysis of morphological data and six molecular loci". Cladistics 23(4):301-36. doi:10.1111/j.1096-0031.2007.00148.x.
- Roessler, Ewald W. 1995. "Review of Colombian Conchostraca (Crustacea)-ecological aspects and life cycles-family Cyclestheriidae". Hydrobiologia 298:113-24.
- Schwentner, Martin, Simon Clavier, Martin Fritsch, Jørgen Olesen, Sameer Padhye, Brian V. Timms, y Stefan Richter. 2013. "Cyclestheria hislopi (Crustacea: Branchiopoda): A group of morphologically cryptic species with origins in the Cretaceous". Molecular Phylogenetics and Evolution 66(3):800-810. doi:10.1016/j.ympev.2012.11.005.
- Sonia, R., R. Ramanibai, y S. Kanniga. 2012. "Short Communication Redescription of Cyclestheria hislopi (Baird, 1859) (Crustacea: Branchiopoda: Diplostraca: Cyclestherida) from Chennai, Tamil Nadu". Our Nature 10:281-83.
- Thiele, Von Joh. 1907. "Einige neue Phyllopoden-Arten des Berliner Museums. I. Über Stidamerikanische Phyllopoden." Sitz Ber. Ges. natf. Freun- de 288-97.
- Thorp, James, y D. Christopher Rogers. 2016. Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Keys to Nearctic Fauna. Vol. 2. 4a ed. editado por J. Thorp y D. C. Rogers.
- Timms, Brian V. 2018. "Keys to the Australian clam shrimps (Crustacea: Branchiopoda: Laevicaudata, Spinicaudata, Cyclestherida)". Museum Victoria Science Reports 20:1-25. doi:10.24199/j.mvsvr.2018.20.
- Yashima, Mn., A. Baldochi, y O. Rocha. 2011. "Life cycle of Cyclestheria hislopi (Baird, 1859) (Crustacea, Branchiopoda)". Biology 71(2):841-486.

Conflictos de usos del suelo en el Espacio Integral Sostenible: Bosque Politécnico - CIIDEA ESPAM MFL

Land use conflicts in the Integral Sustainable Space: Polytechnic Forest
- CIIDEA ESPAM MFL

Francisco Javier Velásquez Intriago¹, Carlos Andree
Villafuerte Vélez¹, José Miguel Giler Molina¹, Leonardo Sebastián
Bazurto Meza¹.

¹ Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel Félix López, Calceta,
Ecuador.

Recibido febrero 2026, aceptado mayo 2026, en línea 18 junio 2026.

Resumen

El presente trabajo investigativo se centró en el establecimiento de los conflictos de usos del suelo en el Espacio Integral Sostenible: Bosque Politécnico - CIIDEA en el Parque Tecnológico Agropecuario de la ESPAM MFL mediante la relación de la cobertura y uso del suelo con la capacidad del mismo. Utilizando el esquema de matriz de decisión elaborada por MAG/SIGTIERRAS se estableció la correspondencia entre la cobertura y la capacidad del suelo; que se considera como conflicto de uso del suelo. Los resultados mostraron varios conflictos, entre ellos la subutilización que representa la mayor extensión del área en estudio con un 53,83% (72,25 ha), seguido de un uso adecuado con un 26,53% (35,61 ha), mientras que la sobreutilización de ligera intensidad representó un 16,47% (22,11 ha); no obstante, en los conflictos con menor ocupación se encuentran la sobreutilización de moderada y severa intensidad con un 2,03% (2,73 ha) y 1,14 % (1,53 ha) respectivamente. La información expuesta refleja la compleja interacción que hay detrás de los conflictos de usos del suelo y configuran antecedentes sólidos en la toma de decisiones informadas a través de la generación de medidas para la conservación del suelo.

Palabras claves: Conflictos de usos del suelo, cobertura y uso del suelo, capacidad del suelo.

Abstract

This research investigates land-use conflicts within the Sustainable Integral Space: Polytechnic Forest - CIIDEA (ESPAM MFL Agricultural Technology Park) by examining the relationship between land cover and land use relative to land-use capability. Using the decision matrix framework developed by MAG/SIGTIERRAS, the study established the correspondence between land cover and soil capability to identify specific land-use conflicts. The findings reveal several discrepancies, most notably underutilization, which accounts for the largest portion of the study area at 53.83% (72.25 ha), followed by adequate use at 26.53% (35.61 ha). While slight overutilization was observed in 16.47% (22.11 ha) of the territory, moderate and severe overutilization were less prevalent, representing only 2.03% (2.73 ha) and 1.14% (1.53 ha), respectively. These results underscore the complex dynamics driving land-use conflicts and provide a robust empirical foundation for informed decision-making and the development of strategic soil conservation measures.

Keywords: Land-use conflicts; land cover and land use (LCLU); land-use capability.

Introducción

La gestión del suelo es un aspecto fundamental en el cumplimiento del desarrollo sostenible en la tierra (Jiang, et al., 2020). Donde cada vez más se ve influenciado por el acelerado aumento de la presión demográfica, junto al cambio dinámico de la urbanización (Zou et al., 2021). Esta presión demográfica es principalmente provocada por la demanda de terrenos para viviendas, servicios e

infraestructura, tierras agrícolas e industriales que compiten comúnmente con áreas para la conservación, esto ha intensificado el aumento en los conflictos de usos del suelo (Zhou et al., 2017).

Esta problemática plantea desafíos en términos de planificación sostenible debido a que las decisiones sobre desarrollo urbano, deben estar orientadas a un equilibrio entre las necesidades humanas y la

* Correspondencia del autor:

E-mail: francisco.velasquezin@espam.edu.ec



Esta obra está bajo una licencia de creative commons: atribución-NoComercial-SinDerivadas 4.0. Los autores mantienen los derechos sobre los artículos y por tanto son libres de compartir, copiar, distribuir, ejecutar y comunicar públicamente la obra.

preservación de los recursos naturales (Liu et al., 2020). La competencia por diferentes usos del suelo genera conflictos que provocan impactos adversos en la calidad de vida de las comunidades y el medio ambiente (Zhang et al., 2021).

Al analizar antecedentes conceptuales e históricos sobre el conflicto del uso del suelo, se observa que las prácticas relacionadas con esto han sido modificadas de acuerdo a las demandas cambiantes de la sociedad en largos periodos de tiempo (Vesco, 2021). Donde mantener el equilibrio entre la expansión urbana y agrícola con la conservación de los recursos naturales ha sido un desafío grande (Surya et al., 2021). Estos antecedentes complejos y dinámicos brindan las herramientas necesarias para entender el origen de los conflictos actuales y elaborar estrategias para resolver la problemática de manera eficiente (Jong et al., 2021).

Por lo tanto, los conflictos de uso del suelo representan un desafío significativo en la gestión territorial, ya que surgen de la discrepancia entre el uso actual de la tierra y su vocación o potencialidad natural, considerándose como un problema complejo que requiere una gestión integral y sostenible para equilibrar las necesidades humanas con la protección ambiental. La identificación y resolución de estos conflictos son fundamentales para asegurar un futuro sostenible.

Metodología

El estudio se realizó en CIIDEA y el Bosque Politécnico de la ESPAM MFL, que en consideración de la nueva estructura organizacional han pasado a ser parte del Parque Tecnológico Agropecuario de la ESPAM MFL, ubicado en el sitio El Limón del cantón Bolívar, provincia de Manabí, contando con una extensión total de 134,24 ha. (Figura 1).

El espacio integral sostenible Bosque Politécnico y CIIDEA se divide en varias áreas que incluyen el Lote 1 (58,64 ha), Lote 2 (49,79 ha), Lote 3 (8,21 ha), Lote 4 (6,16 ha) y Lote 5 (2,26 ha) y el Bosque Politécnico con 9,18 ha. (Tabla 1).

Tabla 1. Distribución de los lotes del espacio integral sostenible: Bosque Politécnico y CIIDEA en Parque Tecnológico Agropecuario de la ESPAM MFL

LOTES	Área (ha)
LOTE 1	58,64
LOTE 2	49,79
LOTE 3	8,21
LOTE 4	6,16
LOTE 5	2,26
Bosque Politécnico	9,18

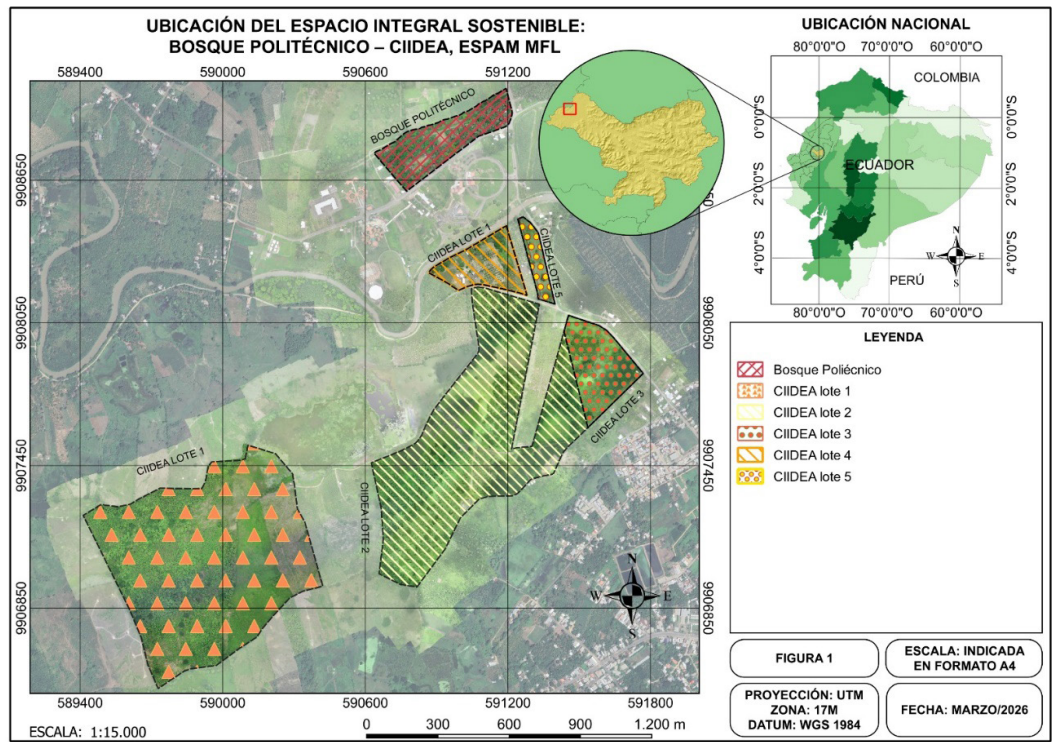


Figura 1. Mapa de ubicación del espacio integral sostenible: Bosque Politécnico y CIIDEA en Parque Tecnológico Agropecuario de la ESPAM MFL

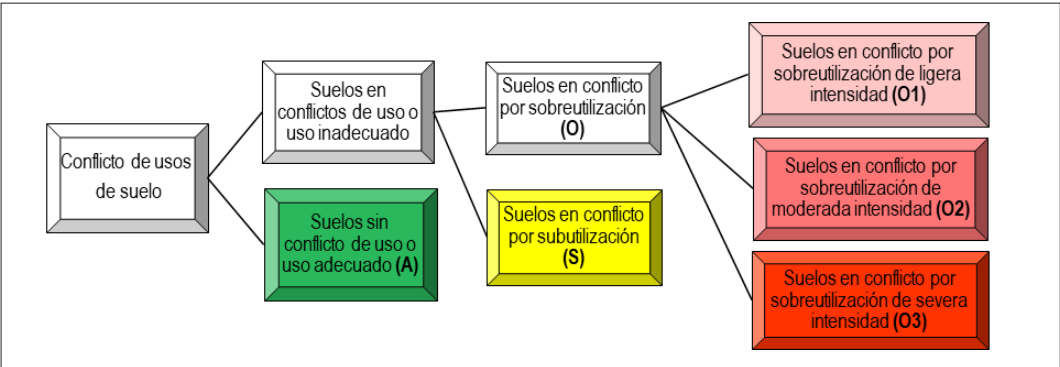


Figura 2. Esquema del proceso de decisión de los conflictos de usos del suelo

La determinación del conflicto de uso de suelo en el Espacio Integral Sostenible: Bosque Politécnico - CIIDEA de la ESPAM MFL se realizó mediante la integración de dos resultados: el mapa de cobertura y uso actual del suelo y el mapa de capacidad de uso del suelo, obtenidos de la investigación de Velázquez et al. (2025).

La cobertura y uso actual del suelo se realizó mediante el análisis de imágenes de alta resolución obtenidas a través de un levantamiento fotogramétrico con un dron, las imágenes fueron procesadas y clasificadas mediante clasificación supervisada en el software ArcGIS 10.4. Dicho análisis permitió identificar y delimitar los diferentes usos del suelo del área en estudio.

Por otra parte, la capacidad de uso del suelo se la realizó mediante la evaluación de variables

físicas y químicas del suelo, incluyendo régimen de temperatura y humedad, pendiente, drenaje, pedregosidad, salinidad, pH y textura, siguiendo la metodología propuesta por CLIRSEN et al. (2011) y la clasificación agrológica establecida por MAG/ SIGTIERRAS (2017). Los resultados obtenidos se representaron en un mapa donde se muestra la capacidad de uso del suelo, definiendo las aptitudes y limitaciones del área de estudio para sus diferentes actividades productivas y de conservación.

Para determinar los conflictos de usos del suelo, el presente estudio se basó en la metodología de SIGTIERRAS, mediante el análisis de la capacidad y usos del suelo, con la finalidad de identificar discrepancias entre estas dos variables en el área de estudio, siguiendo los siguientes criterios (Figura 2).

Para realizar el proceso se utilizaron los criterios descritos por Sánchez (2017) de MAG/SIGTIERRAS,

Tabla 2. Matriz de decisión para la determinación de los conflictos de usos del suelo

Cobertura y usos del suelo	Clases de capacidad de usos del suelo							
	I	II	II	IV	V	VI	VII	VIII
Área poblada*	S	S	S	A	A	A	A	A
Cultivos anuales	A	A	A	O1	O1**	O3	O3	O3
Cultivos permanentes	S	S	S	A	O1	O1	O3	O3
Cultivos semipermanentes	A	A	A	O1	O2	O2	O3	O3
Pasto cultivado	S	S	S	O2	A	O1	O3	O3
Pastos cultivados con árboles	S	S	S	A	A	O1	O3	O3
Plantación forestal (conservación - producción)	S	S	S	S	S	A	O1	O2
Plantación forestal (producción)	S	S	S	A	A	A	O2	O3
Vegetación arbustiva (pastoreo)	S	S	S	S	S	A	O1	O3
Vegetación herbácea (pastoreo)	S	S	S	S	A	O1	O2	O3

Fuente: MAG/SIGTIERRA (2017)

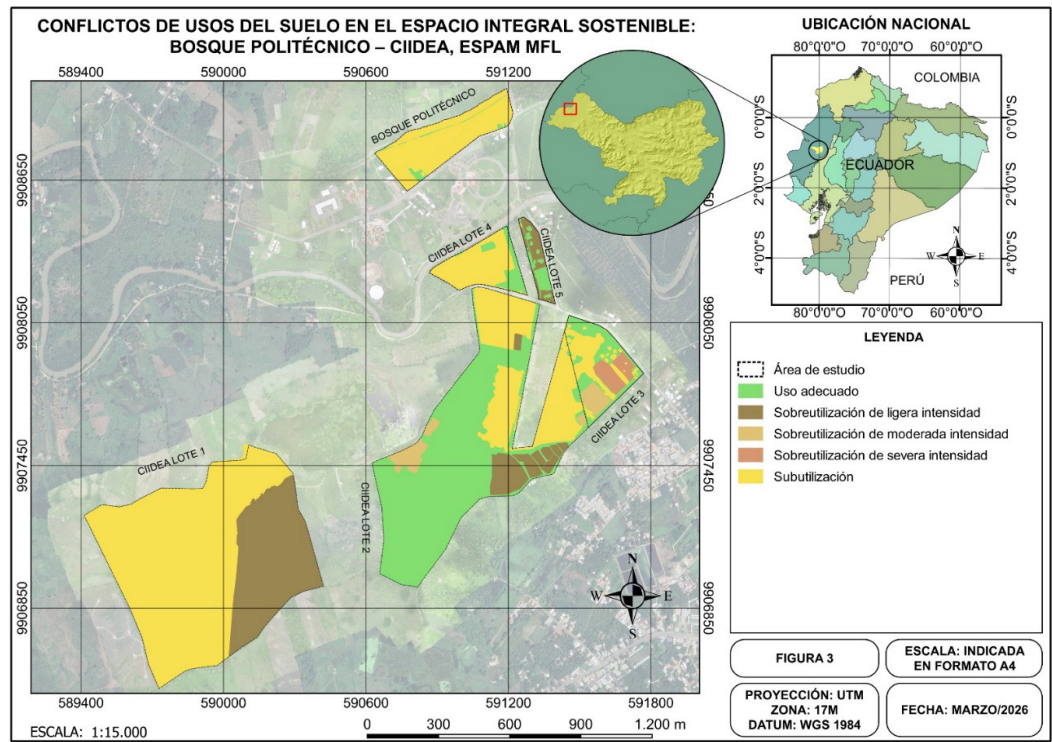


Figura 3. Mapas de conflictos de uso del suelo del espacio integral sostenible: Bosque Politécnico y CIIDEA en Parque Tecnológico Agropecuario de la ESPAM MFL

establecidos por clase de capacidad de usos del suelo, las mismas que se encuentran divididas en categorías de desde la clase I hasta la clase VIII. En una primera etapa se analizó información de la cobertura de usos del suelo del área en estudio realizado por Velázquez et al. (2025) y posteriormente se la contrastó con la capacidad de uso del suelo (Velázquez et al., 2025) con el fin de generar una comparación entre las dos variables. La evaluación del conflicto mediante la capacidad de uso y el uso actual del suelo se la realizó a través de una matriz de decisión mostrada en la tabla 2, esta matriz permitió evaluar los conflictos

Tabla 3. Áreas que ocupan los conflictos de uso del suelo del espacio integral sostenible: Bosque Politécnico y CIIDEA ESPAM MFL

Conflictos de usos del suelo	Área (ha)	Porcentaje (%)
Uso adecuado	35,61	26,53
Sobreutilización de ligera intensidad	22,11	16,47
Sobreutilización de moderada intensidad	2,73	2,03
Sobreutilización de severa intensidad	1,53	1,14
Subutilización	72,25	53,83

en el área de estudio que permitió identificar áreas de usos del suelo, que no son consistentes con su capacidad de uso, por lo que se considera como un conflicto.

Una vez determinados los conflictos de usos del suelo, se elaboró el mapa correspondiente mediante herramientas de Sistemas de Información Geográfica (SIG), este proceso consistió en la superposición de las capas de cobertura y capacidad de uso del suelo, donde se identificaron y asignaron los diferentes tipos de conflictos. Con base a este análisis se generaron los mapas de conflictos de usos del suelo, que permitieron representar de manera visual los conflictos identificados y proporcionan información cuantitativa sobre su extensión y distribución en el área de estudio.

Resultados

En la figura 3 y tabla 3 se describe la distribución por hectáreas y datos porcentuales de los conflictos de usos del suelo en el área de estudio. Los conflictos identificados son: Uso adecuado, en este tipo de suelo se realizan prácticas que van acorde a las necesidades locales, cuenta con un área de 35,61 ha y representa el 27% del área total, esta categoría se evidencia una gestión eficiente y sostenibles de los recursos naturales. Sin embargo, también se identificó áreas con sobreutilización en diferentes intensidades. Es el

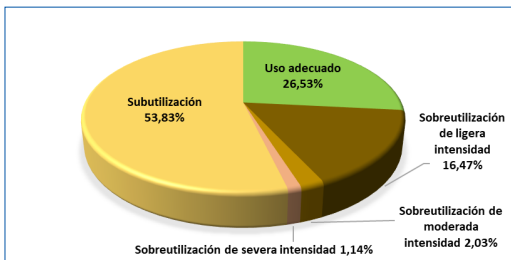


Figura 4. Distribución porcentual de los conflictos de uso del suelo del espacio integral sostenible: Bosque Politécnico y CIIDEA en Parque Tecnológico Agropecuario de la ESPAM MFL

caso de la sobreutilización de ligera intensidad, este conflicto señala que se hace uso excesivo del suelo, pero sin alcanzar niveles críticos, cuenta con una extensión de 22,11 ha y representa el 16% del área total.

En otras áreas, también se identificó conflictos de moderada a severa intensidad, este uso excesivo provoca efectos más significativos, manifestándose en problemas ambientales severos como la deforestación o contaminación de los recursos hídricos. Sin embargo, estos conflictos ocupan extensiones pequeñas, la sobreutilización de moderada intensidad cuenta con un área de 2,73 ha, que representan un 2% y la sobreutilización de severa intensidad tiene una extensión de 1,53 ha, con un 1% del área total. Otro conflicto identificado es la subutilización del suelo, estas áreas evidencian que no se está aprovechando el potencial del suelo. Este conflicto es el que más extensión ocupa con 72,25 ha y representa el 54% del área total.

Los resultados obtenidos y mostrados en la tabla 3 y la figura 4 muestran la distribución de los conflictos de uso del suelo que de manera significativa influyen en el área de estudio, así como su ocupación en área y porcentajes. Estos resultados se respaldan con diversas investigaciones que han estudiado conflictos de usos del suelo en diferentes áreas. Respecto a la subutilización del suelo, que representa el 54% en el área de estudio investigaciones realizadas por Cruz (2014) en el cantón Santa Elena determinaron porcentajes de subutilización de 35,78% y Oñate (2021) en la provincia de Manabí en las ciudades de Charapotó, Crucita y Jaramijó identificaron conflictos por subutilización de 58%, 64% y 85,8% respectivamente.

Adicionalmente, el Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial [PDOT] (2021) de la provincia de Manabí, determinó que el 40% del territorio tiene conflictos por subutilización. Coincidiendo con los datos del Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias [INIAP] (2022) en el cantón Bolívar el conflicto por subutilización del suelo es de 35%. Estos resultados evidencian que la subutilización del suelo es un conflicto en común y se les atribuye principalmente a limitaciones en la gestión de los recursos

agropecuarios, insumos, herramientas, maquinaria y tecnologías de precisión, que provocan impactos negativos en la economía y disponibilidad de alimentos en comunidades locales (Li et al., 2023).

El uso adecuado en el área de estudio ocupa un 27%. La evidencia de que el uso de suelo adecuado ocupe un área representativa, válida la cobertura de su uso y refuerza la idea de que en el área de estudio se desarrollan prácticas que van acorde a las necesidades locales y contribuyen de manera significativa con la gestión sostenible de los recursos naturales en CIIDEA. Estos resultados son coherentes con los obtenidos por el INIAP (2022), quien describe que los usos adecuados del suelo están presentes tanto en cantón Bolívar como en otras regiones de Ecuador y ocupan un 65% del área total del cantón. Dichos usos se subdividen en ganadería, conservación y silvicultura.

Además, el uso adecuado del suelo presenta beneficios en la producción y conservación de los recursos naturales debido a las prácticas sostenibles que se realizan en él. Por lo que el área que ocupa, evidencia que toma en consideración los aspectos ambientales y económicos en la gestión del suelo en CIIDEA. Tal como lo indican Rahman y Szabó (2022), esta gestión adecuada es de gran importancia para abordar los conflictos y mitigar los impactos adversos. Además, como describen Subedi et al. (2021), el uso ineficiente del suelo, resulta en pérdidas económicas y limita la obtención de alimentos. Por lo que es importante contar con un sistema optimizado en la gestión de uso del suelo CIIDEA para garantizar la eficiencia en la gestión de los recursos disponibles.

Finalmente, la sobreutilización en el área de estudio se dividió en sobreutilización de ligera, moderada y severa intensidad, ocupando 16%, 2% y 1% respectivamente del total del área en estudio. Según el informe del INIAP (2022) la sobreutilización en el cantón Bolívar ocupa un 25%. Por lo que los valores obtenidos en CIIDEA son consistentes con los del cantón, donde estas áreas son explotadas de manera intensiva, resultando en la degradación del suelo (Sylvester et al., 2020). Además, de acuerdo a los hallazgos de Rodríguez (2023), este conflicto se debe a variables con poca atención, respecto al tiempo, por lo que no se conoce o se considera la cobertura y capacidad del suelo en años pasados.

Por otro lado, de acuerdo con el INIAP (2022), la sobreutilización del suelo en el cantón Bolívar se divide en suelos agrícolas (55%) y contribuyen al 85% de la producción agrícola. Otro aspecto importante es la constante sobreutilización del suelo que genera la extracción de sus nutrientes y que no son repuestos, que como consecuencia terminan agotando la fertilidad del suelo, disminuyendo la capacidad del suelo (Baloch et al., 2022). Según el INIAP, (2022) la sobreutilización provoca efectos adversos que son significativos y poco conocidos; por ejemplo, la compactación del suelo, que resulta en la pérdida de la porosidad y reduce la capacidad del suelo para

infiltrar agua en el suelo (Yawson, 2020).

Conclusiones

El análisis de conflictos de uso del suelo es fundamental en la investigación científica sobre la gestión sostenible de recursos naturales y el desarrollo territorial. Se utilizó un enfoque sistémico para interpretar los conflictos identificados en el mapa, proporcionando una perspectiva profunda y significativa sobre la dinámica del paisaje en una extensión geográfica específica. La investigación reveló una variedad de conflictos que van desde la sobreutilización hasta la subutilización de la tierra. Al identificar áreas de sobreutilización de distintas intensidades, desde ligera hasta severa, se destaca la importancia de abordar prácticas sostenibles que pueden tener impactos significativos en el medio ambiente y la sociedad.

La información obtenida es de importancia para la elaboración de políticas y estrategias para la gestión del suelo, que promuevan la conservación de los recursos, como medidas a los desafíos ambientales. Además, se reflejaron las áreas de subutilización de la tierra, señalando el potencial infrautilizado que representa una oportunidad para el desarrollo sostenible. El trabajo destaca la necesidad de adoptar enfoques innovadores para revitalizar estas áreas, fomentando la utilización eficiente de los recursos y promoviendo la equidad social y económica.

Para finalizar la investigación contribuye de forma científica al proporcionar datos sobre la evaluación integral de los conflictos de los usos del suelo en el espacio integral sostenible, CIIDEA y Bosque Politécnico en Parque Tecnológico Agropecuario de la ESPAM MFL. Los resultados ofrecen información importante para tomar medidas en la planificación y promoción del desarrollo con un enfoque sostenible.

Recomendaciones

Aprovechar los suelos subutilizados, a través del impulso de proyectos agroecológicos que combinen productividad y captura de carbono, además del fomento ecoturístico o sistemas silvopastoriles en zonas con baja presión agrícola.

Implementar diferentes técnicas alternativas como: labranza de conservación, siembra directa, rotación de cultivos, agricultura de contorno, agricultura regenerativa, abono verde, uso de biofertilizante, manejo integrado plagas, barreras vivas, cortavientos, terrazas, hidrosiembras, zanjas de infiltración, sistemas de riego inteligente, biomantos, entre otros según sea el caso para contribuir al estrechamiento de los conflictos del suelo.

Digitalizar la gestión territorial que incluya plataformas abiertas con datos actualizados sobre conflictos de usos del suelo, accesibles a la comunidad

para la toma de decisiones informadas que ayuden a minimizar riesgos y maximizar los resultados positivos.

Referencias Bibliográficas

- Baloch, Qadar Bakhsh, Syed Naseeb Shah, Nadeem Iqbal, Muhammad Sheeraz, Muhammad Asadullah, Sourath Mahar, and Asia Umar Khan. 2022. "Impact of Tourism Development upon Environmental Sustainability: A Suggested Framework for Sustainable Ecotourism." *Environmental Science and Pollution Research* 30 (3): 5917-30. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-22496-w>.
- CLIRSEN, MAGAP y SIGAGRO. 2011. Memoria técnica: Evaluación de tierras por su capacidad de uso, cantón Guayaquil. Proyecto: "Generación de geoinformación para la gestión del territorio a nivel nacional escala 1:25 000", Componente 2: "Geopedología y amenazas geológicas". <https://www.geoportaligm.gob.ec/>
- Cruz Espinosa GI. Análisis de la capacidad de uso de las tierras y propuesta de ordenamiento territorial del cantón Santa Elena, provincia de Santa Elena, Ecuador [tesis de maestría]. Quito (EC): Universidad San Francisco de Quito; 2014. Disponible en: <http://repositorio.usfq.edu.ec/handle/23000/3810>
- Jong, Lotte de, Sophie De Bruin, Joost Knoop, and Jasper van Vliet. 2021. "Understanding Land-Use Change Conflict: A Systematic Review of Case Studies." *Journal of Land Use Science* 16 (3): 223-39. doi:10.1080/1747423X.2021.1933226.
- Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias (INIAP). Análisis de la cobertura del suelo en el cantón Calcata, Manabí, Ecuador [informe técnico]. Quito (EC): INIAP; 2022. p. 25. Disponible en: <https://repositorio.iniap.gob.ec/>
- Jiang, Song, Jijun Meng, and Likai Zhu. 2020. "Spatial and Temporal Analyses of Potential Land Use Conflict under the Constraints of Water Resources in the Middle Reaches of the Heihe River." *Land Use Policy* 97 (September): 104773. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104773>.
- Liu, Jing, Xiaobin Jin, Weiye Xu, Zhengming Gu, Xuhong Yang, Jie Ren, Yeting Fan, and Yinkang Zhou. 2020. "A New Framework of Land Use Efficiency for the Coordination among Food, Economy and Ecology in Regional Development." *Science of the Total Environment* 710 (March): 135670. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135670>.
- Li, Wenbo, Han Li, Zhuoran Yan, Bingqing Hu, Yuanli Zhu, Yuewen Yang, and Dongyan Wang. 2023. "Regeneration Patterns and Drivers of Different Underutilized Lands in the Rust Belt City of Developing Country: An Empirical Case Study for Northeast China." *Journal of Geographical Sciences* 33 (7): 1377-96. <https://doi.org/10.1007/s11442-023-2134-6>.
- Ministerio de Agricultura y Ganadería (MAG)/SIG Tierras. Memoria explicativa del Mapa de Conflictos de Uso de las Tierras en Ecuador [informe técnico No. 6]. Quito (EC): Sistema Nacional de Información y Gestión de Tierras Rurales e Infraestructura Tecnológica; 2017.
- Oñate J. Dinámicas en torno a la propiedad, uso y conflicto sobre la tierra en las zonas costeras del centro sur de la provincia de Manabí. Serie Proyecto Equiterra - Publicación Digital SIPAE. Quito (EC): Sistema de Investigación sobre la Problemática Agraria del Ecuador (SIPAE); 2021 mar. <https://monitoreodelatierra.com/libros>
- Gobierno Provincial de Manabí. Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial de Manabí, provincia del milenio [Internet]. Portoviejo (EC): Gobierno Provincial de Manabí; 2021. Disponible en: <https://www.manabi.gob.ec/wp-content/uploads/2021/04/1.-PDyOT-Manabi.pdf>
- Rahman, Md. Mostafizur, and György Szabó. 2022. "A Novel

- Composite Index to Measure Environmental Benefits in Urban Land Use Optimization Problems” ISPRS International Journal of Geo-Information 11, no. 4: 220. <https://doi.org/10.3390/ijgi11040220>
- Rodrigues Flavio. Global environmental changes, desertification and sustainability. Cham (CH): Springer Nature Switzerland; 2023. doi:10.1007/978-3-031-32947-0.
- Sánchez D. Los conflictos de usos de tierra en el Ecuador [Internet]. Quito (EC): SIG Tierras; 2017. Disponible en: <http://metadatos.sigtierras.gob.ec>
- Subedi, Yuba Raj, Paul Kristiansen, Oscar Cacho, and Roshan Babu Ojha. 2021. “Agricultural Land Abandonment in the Hill Agro-Ecological Region of Nepal: Analysis of Extent, Drivers and Impact of Change.” Environmental Management 67 (6): 1100-1118. <https://doi.org/10.1007/s00267-021-01461-2>.
- Sylvester, Janelle, Jefferson Valencia, Louis V. Verchot, Ngonidzashe Chirinda, Miguel Antonio Romero Sanchez, Marcela Quintero, and Augusto Castro-Nunez. 2020. “A Rapid Approach for Informing the Prioritization of Degraded Agricultural Lands for Ecological Recovery: A Case Study for Colombia.” Journal for Nature Conservation 58 (December): 125921. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125921>.
- Surya, Batara, Agus Salim, Hernita Hernita, Seri Suriani, Firman Menne, and Emil Salim Rasyidi. 2021. “Land Use Change, Urban Agglomeration, and Urban Sprawl: A Sustainable Development Perspective of Makassar City, Indonesia” Land 10, no. 6: 556. <https://doi.org/10.3390/land10060556>
- Velásquez, Francisco, Carlos Villafuerte, Carlos Ricardo Delgado y Leonardo Bazaruto. 2025. “Cobertura Y Usos Del Suelo En El Espacio Integral Sostenible: Bosque Politécnico - CIIDEA ESPAM MFL.” Revista Científica Ciencias Naturales Y Ambientales 19 (1). <https://doi.org/10.53591/cna.v19i1.1909>.
- Velásquez, Francisco, Carlos Villafuerte, José Giler y Leonardo Bazaruto. 2025. “Capacidad de Usos Del Suelo En El Espacio Integral Sostenible: Bosque Politécnico - CIIDEA ESPAM MFL.” Revista Científica Ciencias Naturales Y Ambientales 19 (2). <https://doi.org/10.53591/nsdjna73>.
- Vesco, Paola, Matija Kovacic, Malcolm Mistry, and Mihai Croicu. 2021. “Climate Variability, Crop and Conflict: Exploring the Impacts of Spatial Concentration in Agricultural Production.” Journal of Peace Research 58 (1): 98-113. <https://doi.org/10.1177/0022343320971020>.
- Yawson, David O. 2020. “Estimating Virtual Water and Land Use Transfers Associated with Future Food Supply: A Scalable Food Balance Approach.” MethodsX 7: 100811. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2020.100811>.
- Zhang, Jing, Yan Chen, Congmou Zhu, Bingbing Huang, and Muye Gan. 2021. “Identification of Potential Land-Use Conflicts between Agricultural and Ecological Space in an Ecologically Fragile Area of Southeastern China” Land 10, no. 10: 1011. <https://doi.org/10.3390/land10101011>
- Zhou, De, Jianchun Xu, and Zhulu Lin. 2017. “Conflict or Coordination? Assessing Land Use Multi-Functionalization Using Production-Living-Ecology Analysis.” Science of the Total Environment 577 (January): 136-47. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.143>.
- Zou, Lilin, Yansui Liu, Jianying Wang, and Yuanyuan Yang. 2021. “An Analysis of Land Use Conflict Potentials Based on Ecological-Production-Living Function in the Southeast Coastal Area of China.” Ecological Indicators 122 (March): 107297. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107297>.

Caracterización fitoquímica y actividad biológica de *Urera baccifera* (Urticaceae) y *Aniba magnifica* (Lauraceae), Ecuador.

Phytochemical characterization and biological activity of *Urera baccifera* (Urticaceae) and *Aniba magnifica* (Lauraceae), Ecuador.

Kassandra Melissa Macías Acosta^{1,2}, José Alcides Flores Cedeño^{1,2}, Santdy R. Farro-Terán^{1,2}, Mónica Armas^{1,2} & Xavier Cornejo^{1,3}

¹Facultad de Ciencias Naturales, Universidad de Guayaquil, Av. Raúl Gómez Lince s.n. y Av. Juan Tanca Marengo (campus Mapasingue), Guayaquil, Ecuador

²Laboratorio de Investigaciones Biotecnológicas, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad de Guayaquil, Av. Raúl Gómez Lince s.n. y Av. Juan Tanca Marengo (campus Mapasingue), Guayaquil, Ecuador

³Herbario GUAY, Departamento de Botánica, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad de Guayaquil, Av. Raúl Gómez Lince s.n. y Av. Juan Tanca Marengo (campus Mapasingue), Guayaquil, Ecuador

Recibido febrero 2026, aceptado mayo 2026, en línea 18 junio 2026.

Resumen

En el presente estudio se realizó un análisis fitoquímico, una cuantificación de flavonoides y la actividad antibacteriana de dos especies nativas de la costa del Ecuador: *Urera baccifera* (Urticaceae) y *Aniba magnifica* (Lauraceae). En los resultados obtenidos del análisis fitoquímico identificamos alcaloides, flavonoides, esteroides, taninos y antraquinonas en ambas especies, observándose una mayor concentración de flavonoides y taninos en *U. baccifera*. En cuanto a la cuantificación de flavonoides, registramos 0.044 mg/g en *U. baccifera* y 0.043 mg/g en *A. magnifica*, valores semejantes a los encontrados en investigaciones previas sobre especies relacionadas. Los ensayos de actividad antibacteriana demostraron que ambos extractos inhibieron el crecimiento de *E. coli* y *Pseudomonas* sp., siendo *U. baccifera* más efectiva. Sin embargo, ninguno de los extractos mostró actividad frente a *Vibrio parahaemolyticus*. No obstante, nuestros resultados sugieren que ambas especies poseen compuestos bioactivos de interés potencial para aplicaciones farmacéuticas y nutraceuticas, aunque son necesarias investigaciones adicionales para determinar su seguridad y eficacia.

Palabras clave: Metabolitos secundarios, compuestos bioactivos, tamizaje fitoquímico, actividad antibacteriana.

Abstract

In the present study, a phytochemical analysis, flavonoid quantification, and antibacterial activity assessment of *Urera baccifera* (Urticaceae) and *Aniba magnifica* (Lauraceae), both species native to coastal Ecuador, were carried out. The results obtained from the phytochemical analysis identified alkaloids, flavonoids, sterols, tannins, and anthraquinones in both species, with a higher concentration of flavonoids and tannins observed in *U. baccifera*. Regarding flavonoid quantification, values of 0.044 mg/g were recorded for *U. baccifera* and 0.043 mg/g for *A. magnifica*, which are similar to those reported in previous studies on related species. The antibacterial activity assays demonstrated that both extracts inhibited the growth of *E. coli* and *Pseudomonas* sp., with *U. baccifera* showing greater effectiveness. However, none of those extracts exhibited activity against *Vibrio parahaemolyticus*. Nevertheless, our results suggest that both species possess bioactive compounds with potential interest for pharmaceutical and nutraceutical applications, although further studies are required to determine their safety and efficacy.

Keywords: Secondary metabolites, bioactive compounds, phytochemical screening, antibacterial activity.

* Correspondencia del autor:

E-mail: jose.floresce@ug.edu.ec



Esta obra está bajo una licencia de creative commons: atribución-NoComercial-SinDerivadas 4.0. Los autores mantienen los derechos sobre los artículos y por tanto son libres de compartir, copiar, distribuir, ejecutar y comunicar públicamente la obra.

Introducción

Las plantas almacenan en su interior una gran cantidad de compuestos fitoquímicos porque producen una gran variedad de metabolitos bioactivos indispensables para su supervivencia y para el beneficio del ser humano (Beltrán, Díaz y Gómez, 2013). Esta gran capacidad contribuye significativamente al desarrollo y hallazgo de nuevos fármacos derivados de las plantas medicinales (Sorokina y Steinbeck, 2020).

En este caso, el análisis fitoquímico representa una herramienta primordial para identificar principios activos y la comprensión de sus rutas biosintéticas (Tiwari et al., 2023); porque las plantas producen diversos metabolitos secundarios como alcaloides y flavonoides, los cuales realizan diversas funciones fundamentales, entre ellas la protección ante la presencia de herbívoros e insectos (Castillo, Zavala y Carrillo, 2017). Asimismo, algunos de estos compuestos tienen potencial de herbicidas e insecticidas, lo que impulsa a investigaciones para el desarrollo nuevos fármacos y agentes insecticidas (Verde-Star et al., 2016).

Sin embargo, aunque el desarrollo científico ha favorecido al hallazgo y producción de nuevos compuestos alternativos, en los últimos veinte años se ha observado un aumento en el uso de plantas medicinales y aromáticas, lo cual se asocia con la sostenibilidad y aprovechamiento de recursos naturales (Romero Tapia et al., 2022).

A la fecha, se han identificado 12,000 compuestos aislados de fuentes vegetales, en los que el 10% de los metabolitos secundarios presenta una gran actividad antimicrobiana (Ortiz, Mejía y Espinoza, 2021). La razón exacta de esta baja proporción no está completamente clara, pero se cree que estos compuestos podrían tener diversas funciones y que, en algunos casos, las propiedades antimicrobianas podrían ser un efecto secundario fortuito (Divekar et al., 2022).

En el Ecuador, según el Observatorio para la Conservación del Medio Ambiente, es uno de los 17 países con mayor diversidad de plantas endémicas y nativas, muchas de las cuales tienen un elevado potencial terapéutico. Bajo este contexto, Ecuador se convierte en un escenario importante para la investigación fitoquímica, debido a que alberga una gran riqueza de prácticas vinculadas a la medicina tradicional y ancestral que sirven como información base para desarrollar estos estudios (Bailon-Moscoso et al., 2015).

Por esta razón, la investigación etnobotánica se ha centrado en la región Interandina (Armijos, Cota y González, 2014; Armijos et al., 2022; Cabrera y Saquipay, 2014; Cruz-Gavilanes et al., 2022). En la región Amazónica, estos estudios se han enfocado en listar las plantas utilizadas por las comunidades por comunidades locales y en la descripción de sistemas

de medicina tradicional indígena (Armijos, et al., 2022; Cruz, 2020; Sillagana-Verdezoto, 2023; Navas-Flores et al., 2021).

En contraste, en la región Costa, que incluyen comunidades campesinas no indígenas, son menos frecuentes estas investigaciones (Paredes et al., 2015; Zambrano-Intriago et al., 2015; Contreras-Miranda & Ramirez Marin, 2022).

Una de las especies que está teniendo especial atención para estos fines es la *Urera baccifera*, también conocida como ortiga brava, que es un arbusto nativo que crece en suelos calcáreos y pedregosos de América, especialmente en áreas de mediana o baja altitud. Su uso tradicional incluye tratamientos diuréticos y antilíticos, y las hojas se emplean para aliviar inflamaciones, reumatismos, problemas gástricos y más, lo que resalta su valor medicinal en las comunidades. Desde el enfoque farmacológico, los extractos hidroalcohólicos de sus hojas han demostrado propiedades gastroprotectoras, efectos antiproliferativos contra líneas celulares tumorales y actividades antimicrobianas y antioxidantes (Gutiérrez et al., 2020).

Por otra parte, *Aniba magnifica*, es un árbol endémico de la costa de Ecuador; pertenece a Lauraceae, esta es una familia distribuida en las regiones tropicales de América y Australasia (Palacios, 2018). Lauraceae es conocida por sus propiedades aromáticas, comprende especies que producen aceites esenciales al cortarse las hojas (Instituto de Botânica, 2016). En Ecuador, Lauraceae destaca por su diversidad, siendo la más rica en especies arbóreas, con unas 40 nuevas especies descritas en los últimos 28 años. Los árboles del género *Aniba* se encuentran en bosques húmedos y se caracterizan por sus pequeñas flores y frutos drupáceos con un grueso cáliz persistente (Palacios, 2018).

Aunque una revisión reciente ha evaluado los perfiles químicos y las actividades biológicas de aceites esenciales de la familia Lauraceae (Damasceno et al., 2019), no se han reportado estudios que caractericen de manera específica la composición química de *Aniba magnifica* y *Urera baccifera*. Finalmente, nuestro estudio se centra en determinar la composición química, en conjunto con la evaluación de las propiedades antioxidantes y antibacterianas de extractos etanólicos obtenidos de las hojas de ambas especies.

Materiales y métodos

Nuestro estudio es una investigación experimental desarrollada en la Universidad de Guayaquil. Las muestras de *Urera baccifera* se recolectaron en el bosque protector de la Estación Científica Pedro Franco Dávila, Jauneche, provincia Los Ríos. El bosque tiene un área de 138 hectáreas administrada por la Facultad de Ciencias Naturales de la Universidad de Guayaquil (Figura 1). Las muestras de *Aniba magnifica*

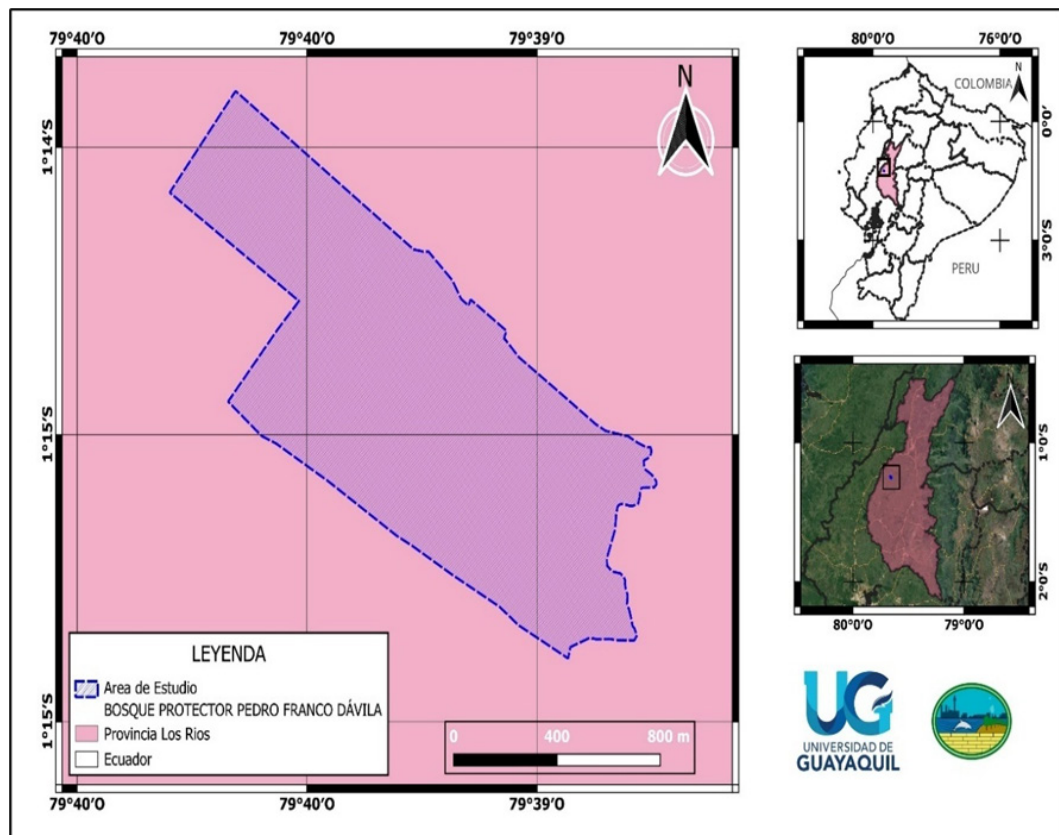


Figura 1. Ubicación del Bosque Protector Pedro Franco Dávila en el Recinto Jauneche, provincia Los Ríos, Ecuador.

fueron recolectadas en el área de influencia al Área Provincial Natural de Recreación Las Pavas, en la provincia del Guayas. Para su análisis, las muestras fueron trasladadas al laboratorio de Investigaciones Biotecnológicas de la Facultad de Ciencias Naturales de la Universidad de Guayaquil. Finalmente, la identificación botánica de las especies fue realizada por Xavier Cornejo, curador asociado al herbario GUAY de la facultad antes mencionada.

Metodología

Pretratamiento de material vegetal

En el laboratorio de Biotecnología de la Facultad de Ciencias Naturales de la Universidad de Guayaquil lavamos las hojas, las secamos a 45 °C por 48 horas y maceramos en etanol al 98% durante 5 días a temperatura ambiente. Posteriormente, el extracto obtenido fue concentrado mediante un rotavapor Büchi R-3 (Castillo y Moncayo: 2019; Carrillo, Ortiz-Rojas y Chaves Bedoya, 2024).

Tamizaje fitoquímico

Nuestro estudio utilizó el método de tamizaje fitoquímico, en el cual identificamos los metabolitos secundarios como alcaloides, flavonoides, saponinas, terpenoides, esteroides, taninos, quinonas y antraquinonas. Realizamos esta determinación de

forma cualitativa a través de cambios de color o formación de precipitados, según lo descrito por Harborne (1982) y Rondón et al. (2018).

Determinación de Alcaloides

Para la detección de alcaloides, disolvimos 10 mg de cada extracto en HCl al 5 %, y tomamos alícuotas, las cuales fueron tratadas con los reactivos de Mayer, Wagner y Dragendorff (Wladimir y Villamar, 2022).

En este caso, la formación de precipitados característicos: blanco-amarillento, marrón-rojizo y rojo-anaranjado, respectivamente, indican la presencia de alcaloides (Wladimir y Villamar, 2022).

Determinación de flavonoides

Para determinar flavonoides utilizamos dos pruebas cualitativas Shinoda e hidróxido de sodio. En la prueba de Shinoda, la adición de magnesio y ácido clorhídrico concentrado al extracto diluido permitió identificar flavonas y flavonoles mediante la aparición de coloraciones naranja, roja, magenta o verde oscuro (Molina, 2022; Guaranda, 2024). La prueba con hidróxido de sodio al 10% permitió la identificación de flavonoides, evidenciada por la formación de colores café-naranja, púrpura-azul o amarillo-rojo, indicativos de la presencia de flavonoles, antocianinas y xantonas o flavonas, respectivamente (Vásquez, 2015).

Determinación de saponinas

Aplicamos la prueba de altura de la espuma, en la cual se pesaron 20 mg de cada extracto, se añadieron 5 mL de agua destilada y se agitó vigorosamente. Transcurridos 10 minutos, la persistencia de la espuma se consideró indicativa de un resultado positivo, clasificándose la concentración según la altura de la espuma en baja (3-6 mm), moderada (6-8 mm) y alta (>8 mm) (Vásquez, 2015; Molina, 2022; Guaranda, 2024).

Determinación de esteroides

Utilizamos la prueba de Salkowski, en la que se tomamos 3 mL de cada extracto previamente diluido en alcohol etílico. Luego añadimos lentamente 2 mL de cloroformo y 1 mL de ácido sulfúrico concentrado formaron una doble fase. La aparición de una coloración marrón rojiza en la interfase se consideró indicativa de la presencia de anillos esteroideos (Castillo y Córdova, 2015).

Determinación de taninos

Disolvimos 10 mg de extracto en 1 mL de etanol, luego añadimos 2 mL de agua destilada y 4 gotas de una solución acuosa de cloruro férrico o FeCl₃ al 10%. La presencia de un color verde o azul sugiere la presencia de taninos (Molina, 2022; Guaranda, 2024).

Determinación de quinonas y antraquinonas

Realizamos dos pruebas cualitativas. En la prueba de Borntrager, añadimos 3 mL de cloroformo a 3 mL de extracto diluido en etanol a 10 mg/mL, y luego incorporamos 3 gotas de KOH al 5%; la formación del color café o rojo en la fase alcalina confirmó la presencia de antraquinonas (Molina, 2022; Guaranda, 2024). En la prueba con ácido sulfúrico, adicionamos 1 gota de H₂SO₄ concentrado a 2 mg de extracto disuelto en 2 mL de etanol, y la formación del color rojo confirmó la presencia de las quinonas (Molina, 2022; Guaranda, 2024).

Cuantificación de flavonoides totales

Nuestro estudio determinó el contenido total de flavonoides mediante el ensayo colorimétrico de cloruro de aluminio (AlCl₃). Para ello, tomamos una alícuota de 0,25 mL de una solución de extracto a 1 mg/mL en diferentes tubos de ensayo, y le añadimos 1 mL de agua destilada y 0,075 mL de NaNO₂ al 5 %. Transcurridos 6 minutos, incorporamos 0,075 mL de AlCl₃ al 10 % y dejamos reposar la mezcla durante 5 minutos (Samantha et al., 2012).

Posteriormente, se añadimos 0,5 mL de NaOH 1 M y completamos el volumen hasta 2,5 mL con agua destilada. Después de 15 minutos, la solución adquirió una coloración rosada. Para medir la absorbancia a 510 nm utilizamos soluciones estándar de quercetina (10-100 µg/mL) en un espectrofotómetro Multiskan GO. El contenido total de flavonoides se expresó como miligramos equivalentes de quercetina (CE) por gramo de extracto seco, realizando los análisis por triplicado (Samantha et al., 2012).

Actividad antibacteriana

Obtuvimos las bacterias *Escherichia coli*, *Pseudomona* sp. y *Vibrio parahaemolyticus* del cepario del Laboratorio de Biotecnología de la Facultad de Ciencias Naturales y las activamos en medio Luria-Bertani (LB), ajustando el pH a 6,5 para *E. coli* y a 7 para *V. parahaemolyticus* y *Pseudomona* sp. (Molina, 2022).

Evaluamos la actividad antibacteriana mediante el ensayo de difusión en disco. Los inóculos se diluyeron en solución salina estéril al 0,85 % hasta que obtuvimos una turbidez comparable al patrón McFarland N° 0,5 ($1,5 \times 10^8$ UFC/mL), con absorbancias de 0,085 nm para *E. coli* y 0,083 nm para *V. parahaemolyticus* a 625 nm (Molina, 2022).

Además, tomamos 200 µL de cada inóculo y se esparcieron sobre placas de agar Muller-Hinton; tras 20 minutos de secado, colocamos tres discos de sensibilidad por placa, añadiendo 20 µL de cada extracto a concentraciones de 500, 1000 y 1500 ppm, por triplicado (Molina, 2022).

Finalmente, utilizamos etanol como control negativo y los antibióticos fosfomicina (30 µg) para *E. coli* y *Pseudomona* sp. y ampicilina (30 µg) para *V. parahaemolyticus* como controles positivos. Incubamos las placas a 38 °C durante 24 horas y medimos los halos de inhibición de cada disco (Molina, 2022).

Análisis estadístico

Realizamos una correlación de la actividad antibacteriana y antifúngica de los extractos esto será en función a las variables, se aplicó un análisis de varianza ANOVA, y se complementó por una prueba de Turkey siendo su nivel de significancia del 5%. En el caso de la inhibición fúngica utilizamos la siguiente formula:

$$\% \text{ Inhibición radial} = \frac{(\text{Tratamiento})}{\text{Control}} \times 100$$

Realizamos la interpretación con el control del medio y se consideró 100% de crecimiento radial o 0% de inhibición del crecimiento micelial mediante la ecuación presentada.

En el caso de las bacterias realizamos 9 diluciones seriadas en tubos con el inóculo bacteriano y el extracto para tener las diferentes concentraciones del tratamiento, El CMI del extracto frente a la bacteria se determinó como la menor concentración, es decir, la dilución más alta, en la cual se evidenció ausencia total de crecimiento bacteriano (Universidad de Granada, 2012).

Resultados

Del análisis fitoquímico de las muestras de *Urera baccifera* y *Aniba magnifica* revelaron tanto similitudes como diferencias importantes por la presencia y la

Tabla 1. Tamizaje fitoquímico de extractos etanólicos de las hojas de *Urera baccifera*.

Urera baccifera		
Metabolitos	Ensayo	Extractos etanólicos
		Hojas
Alcaloides	Reactivo de Wagner	+++
	Reactivo de Mayer	+++
	Reactivo de Dragendorff	+++
	Reactivo de Shinoda	+++
Flavonoides	NaOH al 10%	+++
Esteroles	Salkowski	+++
Taninos	FeCl3	+++
	Borntrager	++
Antraquinonas	H2SO4	+++
Saponinas	Espuma	-

Tabla 2. Tamizaje fitoquímico de extractos etanólicos de las hojas de *Aniba magnifica*.

Aniba magnifica		
Metabolitos	Ensayo	Extractos etanólicos
		Hojas
Alcaloides	Reactivo de Wagner	+++
	Reactivo de Mayer	+++
	Reactivo de Dragendorff	+++
Flavonoides	Reactivo de Shinoda	+++
	NaOH al 10%	++
Esteroles	Salkowski	+++
Taninos	FeCl3	++
Antraquinonas	Borntrager	+++
	H2SO4	++
Saponinas	Espuma	-

Claves: Abundante (+++), moderado (++) , pobre (+) y ausente (-). concentración de metabolitos secundarios. En las tablas 1 y 2 se detallan los resultados del tamizaje:

En los análisis fitoquímicos, ambas especies mostraron similitudes en la concentración de alcaloides y antraquinonas, lo que sugiere que podrían ser fuentes de compuestos bioactivos con propiedades terapéuticas.

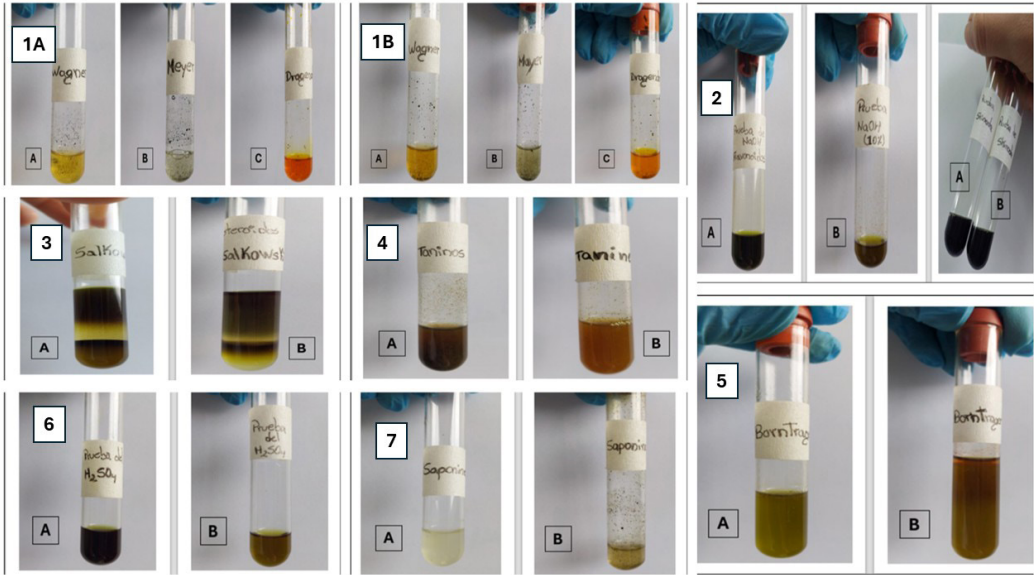


Figura 2. Resultados del tamizaje fitoquímico en *Urera baccifera* y *Aniba magnifica*. Determinación de alcaloides (1A) *Urera baccifera* y (1B) *Aniba magnifica*: Prueba de Wagner (A), Prueba de Mayer (B), Prueba de Dragendorff (C). Prueba de NaOH (2): *Urera baccifera* (A) y *Aniba magnifica* (B). Prueba de Shinoda (2): *Urera baccifera* (A) y *Aniba magnifica* (B). Prueba de Salkowski (3): *Urera baccifera* (A) y *Aniba magnifica* (B). Prueba de FeCl3 (4): *Urera baccifera* (A) y *Aniba magnifica* (B). Prueba Borntrager (5): *Urera baccifera* (A) y *Aniba magnifica* (B). Prueba de H2SO4 (6): *Urera baccifera* (A) y *Aniba magnifica* (B). Prueba de la espuma (7): *Urera baccifera* (A) y *Aniba magnifica* (B).

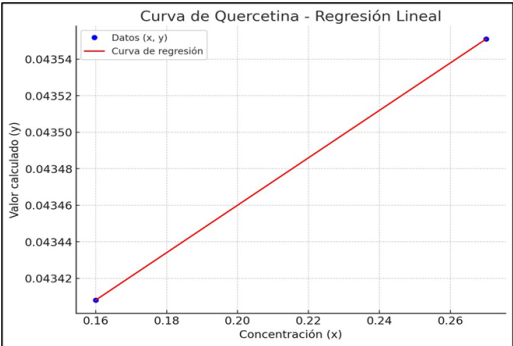


Figura 3. Curva de calibración de quercetina (CE), como estándar.

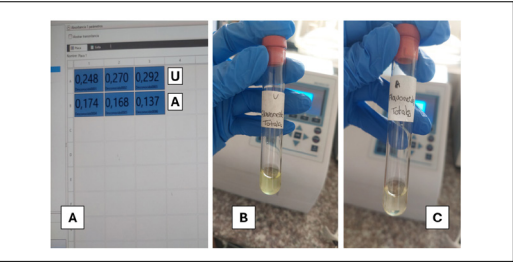


Figura 4. Cuantificación. (A) Resultados en *Urera baccifera* y *Aniba magnifica*. (B) *Urera baccifera*, (C) *Aniba magnifica*.

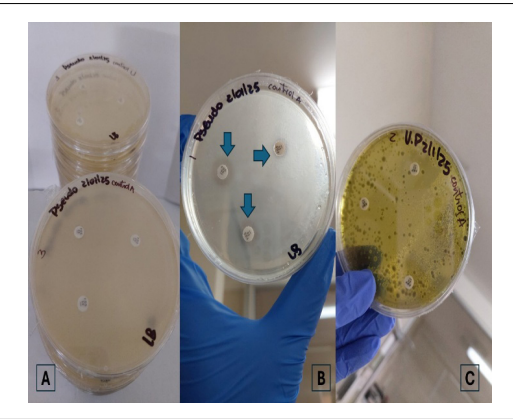


Figura 5. Halos de inhibición. (A) Placas con los extractos, (B) Presenta halos de inhibición, (C) No presenta halos de inhibición.

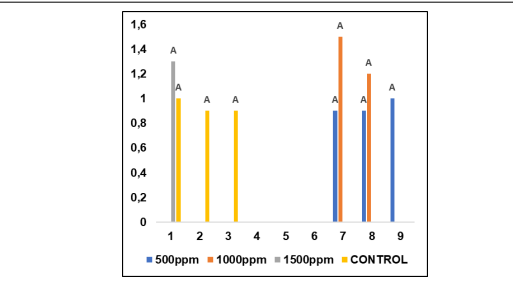


Figura 6. *Urera baccifera* en cepas de *E. coli* no presenta diferencias significativas ($p > 0.05$).

Tabla 3. Resultados de la cuantificación de flavonoides totales.

Muestras	Flavonoides totales
Aniba magnifica	0,043
Urera baccifera	0,044

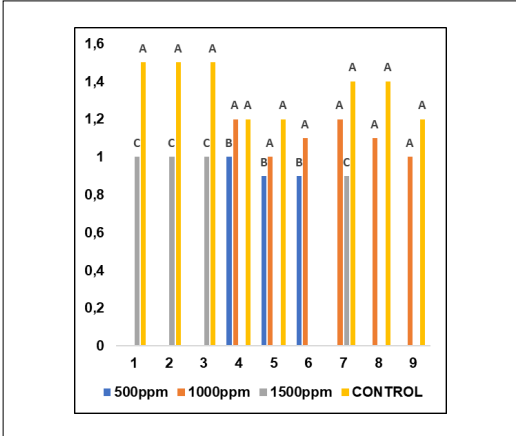


Figura 7. *Urera baccifera* en cepas de *Pseudomonas* sp. presenta diferencias significativas en 500 ppm (B) y 1500 ppm (C) del grupo control (A) ($p < 0.05$). En 1000 ppm (A) no hubo un cambio importante.

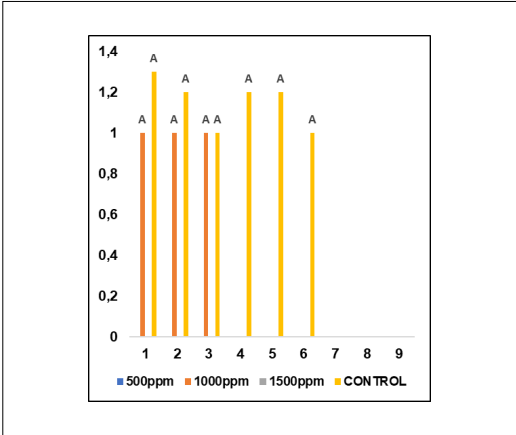


Figura 8. *Aniba magnifica* en cepas de *E. coli* no presenta diferencias significativas ($p > 0.05$).

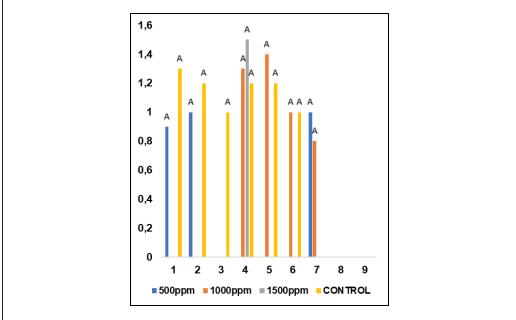


Figura 9. *Aniba magnifica* en cepas de *Pseudomonas* sp. no presentó diferencias significativas ($p > 0.05$).

Tabla 4. Flavonoides totales en *A. magnifica* y *U. baccifera*.

Tratamientos	<i>U. baccifera</i>	<i>A. Magnifica</i>
C1	0,248	0,174
C2	0,270	0,168
C3	0,292	0,137
Promedio	0,270	0,160

Respecto a los flavonoides, *Urera baccifera* presentó una concentración más alta que *Aniba magnifica*, lo que destaca su potencial antioxidante, antiinflamatorio y protector cardiovascular.

Las concentraciones de esteroides fueron similares en ambas especies, mientras que los taninos fueron ligeramente más abundantes en *U. baccifera*, reconociéndose sus propiedades antioxidantes, astringentes y antimicrobianas. Finalmente, no se detectaron saponinas en ninguna de las dos especies.

Cuantificación de flavonoides totales

El contenido total de flavonoides en los extractos se calculó utilizando la ecuación de regresión lineal $y = 0.0013x + 0.0432$, con un valor de $R^2 = 0.9959$, basándose en la curva de calibración de quercetina (CE) como referencia estándar (Figura 2,3,4).

Nuestros resultados indican que las concentraciones de flavonoides en las especies *A. magnifica* 0,043 mg/g y *U. baccifera* 0,044 mg/g son muy similares, con una diferencia mínima entre ambas. Esta pequeña variación sugiere que ambas especies podrían tener un contenido de flavonoides comparable, lo que podría indicar una capacidad similar para aportar beneficios antioxidantes u otras propiedades relacionadas con los flavonoides (tabla 3,4).

Actividad antibacteriana

Las respuestas observadas de sensibilidad en cuanto a las diferentes concentraciones del sustrato *U. baccifera* fue superior en *Pseudomona* sp. en comparación a *E. coli*, sin presentar actividad con *V. paraheamolyticus* (figura 5,6,7).

En cuanto los resultados obtenidos con el sustrato de *A. magnifica* presentaron una leve sensibilidad con *E. coli*, y una elevada sensibilidad con *Pseudomona* sp., asimismo sin presentar actividad con *V. paraheamolyticus*.

A partir de esta información se comparó el control con cada una de las concentraciones de 500 ppm, 1000 ppm, y 1500 ppm para ver si existen diferencias significativas como se reflejan en los siguientes figuras (figura 8,9):

Discusión

Según Anjali et al. (2026), los extractos de plantas contienen una amplia variedad de terpenos,

incluyendo monoterpenos, diterpenos, triterpenos, tetraterpenos, sesquiterpenos y politerpenos. Asimismo, presentan numerosos grupos funcionales como cetonas, carburos, aldehídos, alcoholes, éteres, ésteres, peróxidos y fenoles, los cuales se asocian directamente con las actividades biológicas observadas en las plantas.

En este caso, se evaluaron los distintos compuestos fitoquímicos presentes en los extractos de *Urera baccifera* y *Aniba magnifica*. En el caso de *U. baccifera*, se identificó la presencia de alcaloides, flavonoides, esteroides, taninos y antraquinonas, lo cual coincide con lo reportado en estudios previos (Begić et al., 2020; Kregiel et al., 2018; Mzid et al., 2017).

Asimismo, *Aniba magnifica* presentó alcaloides, flavonoides, esteroides, taninos y antraquinonas, lo cual concuerda con la revisión realizada por Da Trindade (2021) y con diversos estudios reportados en especies de la familia Lauraceae (Awang et al., 2008; Chou et al., 2010; Damasceno et al., 2019; Davis et al., 2010; Feng et al., 2013; Liu et al., 2015; Wu y Lin: 2001).

Además, observamos que ambas especies comparten: alcaloides, esteroides y antraquinonas en concentraciones similares. Los alcaloides se emplean con regularidad como analgésicos, anestésicos y anticonvulsivos. Estas propiedades se le atribuyen a la planta por su eficacia en aliviar la tos, los dolores de cabeza y los malestares estomacales (Kabera et al., 2014; Paladines et al., 2017).

Los esteroides actúan principalmente en la luz intestinal, donde reducen la absorción del colesterol, y también a nivel del enterocito, al inhibir su esterificación y favorecer su retorno hacia la luz intestinal. De esta manera, contribuyen a la eliminación del colesterol mediante las heces (Meco, Pascual y Solà, 2016).

En la industria farmacéutica, las antraquinonas o glicósidos de antraquinona (AQ) se utilizan en la elaboración de productos como Pyralvex, indicado para el tratamiento de afecciones como gingivitis, estomatitis, úlceras bucales, inflamación de la mucosa y trastornos periodontales.

Asimismo, compuestos de este grupo, como la senna, se emplean en la formulación de laxantes como Senokot, utilizados para el manejo del estreñimiento o la preparación intestinal previa a procedimientos de radiología abdominal (Borroto et al., 2005; Carvalho et al., 2017).

Sin embargo, observamos una mayor concentración de flavonoides en *Urera baccifera*, destacándose también la mayor cantidad de taninos en esta especie en comparación con *Aniba magnifica*. Los flavonoides son conocidos sus efectos antioxidantes y protectores cardiovasculares (Begić et al., 2020; Mzid et al., 2017). La capacidad antioxidante de los flavonoides es crucial para combatir el estrés oxidativo, un factor

implicado en diversas enfermedades crónicas, lo que subraya la importancia de estas plantas en la medicina tradicional y moderna (Bourgeois et al., 2016; Feng et al., 2013; Kregiel et al., 2018).

En cuanto a los taninos, en ambas especies se observó una diferencia mínima en sus concentraciones. Estos compuestos desempeñan un papel defensivo en las plantas debido a sus propiedades astringentes y antinutricionales, ya que pueden unirse a las proteínas de la dieta e interferir con la absorción de nutrientes, lo que contribuye a la protección frente a herbívoros e insectos (Sharma et al., 2019).

Sin embargo, cuando se consumen en dosis adecuadas, los taninos pueden ofrecer beneficios para la salud sin causar efectos antinutrimientales (Vázquez-Flores et al., 2012). Se encuentran en alimentos como uvas, manzanas, bayas, cacao, nueces, canela y bebidas como el vino tinto. Además, diversos estudios destacan que los taninos tienen propiedades antioxidantes, ayudan a reducir el estrés oxidativo, previenen el envejecimiento celular y pueden inhibir la proliferación de células cancerígenas (Gomes de Melo et al., 2010).

Finalmente, ambas especies muestran ausencia de saponinas. Las saponinas son conocidas por sus propiedades inmunoestimulantes y antifúngicas, mientras que los taninos tienen actividad antioxidante y antimicrobiana (Gutiérrez et al., 2020), lo que podría limitar algunas aplicaciones potenciales de estas plantas, aunque su perfil fitoquímico sigue siendo significativo.

Flavonoides totales

La cuantificación de flavonoides totales es un factor crucial al evaluar el potencial bioactivo de los extractos vegetales, ya que estos compuestos son esenciales en varias actividades biológicas, como sus efectos antioxidantes, antiinflamatorios y antimicrobianos. En este estudio, se utilizó la curva de calibración de quercetina para medir el contenido total de flavonoides en los extractos de *Urera baccifera* y *Aniba magnifica*, obteniendo valores de 0.044 mg/g y 0.043 mg/g, respectivamente.

En este caso nuestros resultados indican que ambas especies tienen concentraciones similares de flavonoides, lo cual es consistente con investigaciones anteriores en especies relacionadas. Por ejemplo, un estudio de Duran et al. (2016) halló que especies de la familia Urticaceae, presentan contenidos de flavonoides en rangos similares (0.040-0.050 mg/g), lo que respalda el potencial antioxidante de *U. baccifera*. Asimismo, Santos et al. (2020) reportaron que especies de la familia Lauraceae, como *A. rosaeodora*, tienen concentraciones de flavonoides entre 0.038 y 0.045 mg/g, lo que sugiere que *A. magnifica* se encuentra dentro de un rango esperado para las plantas de este grupo.

La relación entre los flavonoides y la actividad

antimicrobiana ha sido ampliamente documentada. Investigaciones como las de Bhat et al. (2019) y Kumar & Pandey (2013) han demostrado que los flavonoides pueden dañar la integridad de la membrana celular bacteriana y alterar su metabolismo, lo que explicaría la mayor efectividad antimicrobiana observada en *U. baccifera* frente a *E. coli* y *Pseudomonas* sp. En investigaciones similares, Becker & Herkert (2012) encontraron que extractos ricos en flavonoides de *Urera dioica* mostraban una significativa actividad antibacteriana contra patógenos Gram-negativos, coincidiendo con los resultados obtenidos en este estudio.

En resumen, los valores de flavonoides totales en *U. baccifera* y *A. magnifica* se alinean con los reportados para especies relacionadas, lo que refuerza su potencial antioxidante y antimicrobiano. No obstante, recomendamos llevar a cabo estudios adicionales para evaluar la estabilidad de estos compuestos y su eficacia en aplicaciones farmacéuticas o nutraceuticas.

Actividad Antimicrobiana

Evaluamos tres cepas bacterianas: *Escherichia coli*, *Pseudomonas* sp. y *Vibrio parahaemolyticus* frente a los extractos de *U. baccifera* y *A. magnifica*. El extracto de *U. baccifera* mostró una mayor eficacia en la inhibición de *E. coli* y *Pseudomonas* sp., lo que respalda los resultados obtenidos en investigaciones previas (Becker & Herkert, 2012; Guamán, 2015; Mariño, 2023).

Este hallazgo resalta su valor como fuente de compuestos bioactivos con aplicaciones terapéuticas y subraya su potencial como agente natural en el tratamiento de infecciones bacterianas. A su vez, abre nuevas oportunidades para el desarrollo de tratamientos alternativos en la lucha contra patógenos resistentes a antibióticos convencionales (Mariño, 2023).

Nuestros resultados coinciden con estudios previos que han demostrado que los extractos etanólicos, hexánicos, metanólicos y acuosos de diversas especies de ortiga presentan actividad frente a múltiples cepas microbianas (Guamán, 2015; Kregiel et al., 2018; Mariño, 2023). En este contexto, las especies pertenecientes a la familia Urticaceae, como *Urera baccifera*, han mostrado una notable capacidad antimicrobiana frente a bacterias Gram-positivas y Gram-negativas, con una eficacia comparable a la de antibióticos como el nitrato de miconazol, la amoxicilina, la ofloxacina y la netilmicina (Kregiel et al., 2018).

Este efecto antimicrobiano puede atribuirse principalmente a su alto contenido de terpenoides, carotenoides, flavonoides, esteroides y polifenoles (Divekar et al., 2022), compuestos que fueron identificados en el proceso de tamizaje fitoquímico realizado previamente. Estos compuestos podrían ser responsables de la actividad biológica observada, lo que sugiere que *U. baccifera* tiene un alto potencial

para ser aprovechada en el desarrollo de tratamientos naturales para infecciones bacterianas (Kregiel et al., 2018; Mariño, 2023).

Por otra parte, investigaciones previas han demostrado que, entre las diversas familias vegetales con potencial como agentes de control, la familia Lauraceae se destaca como una importante fuente de metabolitos con múltiples actividades biológicas. Entre estas se incluyen efectos antibacterianos y, de manera particular, una notable actividad antifúngica (Pabón y Cuca, 2010; Prieto et al., 2010; Prieto et al., 2013).

En este contexto, *A. magnifica* pertenece a la familia Lauraceae. El extracto de *A. magnifica* también mostró eficacia frente a cepas de *E. coli* y *Pseudomonas* sp., lo que sugiere que sus propiedades antimicrobianas podrían estar relacionadas con la presencia de varios compuestos fitoquímicos en plantas de la familia Lauraceae. Entre los compuestos identificados se incluyen flavonoides (Chou et al., 2010; Feng et al., 2013), alcaloides (Awang et al., 2008; Wu & Lin, 2001), derivados de α -pirona (Davis et al., 2010; Liu et al., 2015), y una variedad de sesquiterpenos y diterpenos con estructuras particulares (Awang et al., 2008; Wu & Lin, 2001).

Este hallazgo se ve respaldado Da Trindade (2021), que resalta el notable potencial tanto químico como biológico del género *Aniba*, especialmente en los aceites esenciales de sus especies. Estos aceites esenciales son una fuente rica en compuestos bioactivos, cuya diversidad química ha sido caracterizada mediante análisis multivariados. Además, estos estudios han permitido llenar vacíos en la morfología y la filogenia del género.

Los aceites esenciales de diversas especies de *Aniba* han mostrado una amplia gama de actividades farmacológicas, incluyendo efectos antimicrobianos, antiinflamatorios, ansiolíticos y anticonvulsivos.

Compuestos clave como el linalool y el 1-nitro-2-feniletano contribuyen significativamente a estas propiedades, lo que también sustenta su uso tradicional en la medicina herbal (Da Trindade, 2021). En resumen, *Aniba* también se perfila como una fuente valiosa de compuestos naturales, con un gran potencial terapéutico que justifica su continuo estudio.

Finalmente, en *Vibrio parahaemolyticus* no presentó inhibición de ninguno de los dos extractos. Esto puede deberse a que es una bacteria que se encuentra presente en ecosistemas marinos (Achípi, 2017). Las bacterias presentes en ecosistemas marinos, como aguas costeras y estuarinas, pueden estar expuestas a distintos niveles de contaminación ambiental, incluyendo la presencia de antimicrobianos, los cuales actúan como una presión selectiva que influye en el desarrollo y mantenimiento de mecanismos de resistencia (Gordon et al., 2007).

Los vibrios pueden actuar como reservorio y vehículo de resistencia a los antimicrobianos. Esta capacidad se debe a su respuesta a la presión selectiva del ambiente y a su habilidad para diseminar dicha resistencia mediante el intercambio horizontal de material genético (Dang et al., 2006; Poirel et al., 2005).

Conclusión

Urera baccifera y *Aniba magnifica* presentan perfiles fitoquímicos similares, con presencia de alcaloides, flavonoides, esteroides, taninos y antraquinonas, destacándose *U. baccifera* por su mayor contenido de flavonoides y taninos y, por ende, mayor potencial antioxidante.

Además, ambos extractos muestran actividad antibacteriana frente a *Escherichia coli* y *Pseudomonas* sp., siendo *Urera baccifera* más eficaz, aunque ninguno inhibe a *Vibrio parahaemolyticus*; en conjunto, estas especies poseen potencial para aplicaciones farmacéuticas y nutraceuticas, aunque se requieren investigaciones adicionales para confirmar su seguridad y eficacia médica.

Recomendaciones

Urera baccifera y *Aniba magnifica* presentan perfiles fitoquímicos similares, destacándose *U. baccifera* por su mayor contenido de flavonoides y taninos y, por tanto, mayor potencial antioxidante.

Ambos extractos muestran actividad antibacteriana frente a *E. coli* y *Pseudomonas* sp., siendo *U. baccifera* más efectiva, aunque no presentan acción contra *V. parahaemolyticus*.

Las dos especies tienen potencial para aplicaciones farmacéuticas y nutraceuticas, pero se requieren estudios adicionales para evaluar su seguridad y eficacia.

Referencias bibliográficas

- Achípi (2017). *Vibrio parahaemolyticus*. Ministerio de Agricultura. Gobierno de Chile. Obtenido de: <https://www.achipia.gob.cl/wp-content/uploads/2018/03/Ficha-Peligro-08-Vibrio-parah-v01.pdf>
- Anjali, K.M., Raghav, A., Chauhan, A.S. y Kumar, P. (2026). Terpenos naturales: una visión general de la diversidad estructural y las aplicaciones multifuncionales. *J. Appl. Pharm. Sci.*, 16(04),079-091. <http://doi.org/10.7324/JAPS.2026.274026>
- Armijos, Ch., Cota, L. y González, S. (2014). Traditional medicine applied by the Saraguro yachakkuna: a preliminary approach to the use of sacred and psychoactive plant species in the southern region of Ecuador. *J. Ethnobiology Ethnomedicine* 10: 26. <https://doi.org/10.1186/1746-4269-10-26>
- Armijos, Ch., Vita, P., Gilardoni, G. y Vidari, G. (2022). Fitoquímica, actividad biológica y farmacológica de plantas medicinales del sur de Ecuador. Scielo Books, 10-

22. <https://doi.org/10.7476/9789978108260.0002>
- Awang, K., Hadi, A. H. A., Saidi, N., Mukhtar, M. R., Morita, H. y Litaudon, M. (2008). New phenanthrene alkaloids from *Cryptocarya crassinervia*. *Fitoterapia*, 79(4), 308-310. <https://doi.org/10.1016/j.fitote.2007.11.025>
- Bailon-Moscote, N., Gonzalez-Arevalo, G., Velasquez-Rojas, G., Malagon, O., Zentella Dehesa, A., Ratovitski, E. A. y Ostrosky-Wegman, P. (2015). Phytometabolite Dehydroleucodine induces cell cycle arrest, apoptosis, and DNA damage in human astrocytoma cells through p73/p53 regulation. *Plos One*, 10(8): 1-18. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0136527>
- Bhat, R., Khedher, N.B., y Khedher, M.B. (2019). Antimicrobial activity of plant extracts: A review of the literature on the effectiveness of natural compounds against bacterial pathogens. *Journal of Ethnopharmacology*, 245, 112-131. <https://doi.org/10.1016/j.jep.2019.112131>
- Becker, S., y Herkert, P. (2012). Antimicrobial Activity of Extracts Obtained from *Urera baccifera* (L.) Gaudich. *Advances in Life Sciences*, 2(5): 139-143. <https://doi.org/10.5923/j.als.20120205.03>
- Begić, S., Horozić, E., Alibašić, H., Bjelić, E., Seferović, S., Kozarević, E. C., Ibišević, M., Zukić, A., Karić, E. y Softić, M. (2020). Antioxidant Capacity and Total Phenolic and Flavonoid Contents of Methanolic Extracts of *Urtica dioica* L. by Different Extraction Techniques. *International Research Journal of Pure and Applied Chemistry* 21, 207-214. <https://doi.org/10.9734/irjpac/2020/v21i2330319>
- Beltrán, E., Díaz, F. y Gómez, H. (2013). Tamizaje fitoquímico preliminar de especies de plantas promisorias de la costa atlántica colombiana. *Revista Cubana de Plantas Medicinales*, 18(4), 619-631.
- Bourgeois, C., Leclerc, É. A., Corbin, C., Doussot, J., Serrano, V., Vanier, J. R., Seigneuret, J. M., Auguin, D., Pichon, C., Lainé, É. y Hano, C. (2016). Nettle (*Urtica dioica* L.) as a source of antioxidant and anti-aging phytochemicals for cosmetic applications. *Comptes Rendus Chimie* 19(9), 1090-1100. <https://doi.org/10.1016/j.crci.2016.03.019>
- Borroto, J., Blanco, M., Rivas, M., Hernández de la Torre, M., Concepción, O. y Trujillo, R. (2005). Meroterpenos (Antraquinonas) en diferentes partes de la Planta de Morinda Royoc L. *Revista CENIC. Ciencias Biológicas*, 36, 2-8.
- Cabrera, L. A. y Saquipay, C. A. (2014). Contribución al conocimiento de plantas medicinales en la ciudad de Cuenca. [Tesis de Biología, Facultad de Ciencia y Tecnología, Universidad del Azuay]. <http://dspace.azuay.edu.ec/handle/datos/3593>
- Carvalho, A. R., Costa, G., Figueirinha, A., Liberal, J., Prior, J. A. V., Lopes, M. C., Cruz, M. T. y Batista, M. T. (2017). *Urtica* spp.: Phenolic composition, safety, antioxidant and anti-inflammatory activities. *Food Research International* 99, 485-494. <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2017.06.008>
- Carrillo, M. F., Ortiz-Rojas, L. Y., y Chaves-Bedoya, G. (2024). Antibacterial properties of ethanolic extracts from *Melochia pyramidata* L. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas*, 18(1), 3-10.
- Castillo, E. Y. y Córdova, M. E. (2015). Identificación de esteroides en *Asclepias curassavica* (señorita viborana), *Calotropis procera* (Matacoyote), *Thevetia ahouai* (huevos de gato) y *Thevetia peruviana* (Chilca). Tesis de Ingeniería Química, Facultad de Química y Farmacia, Universidad de El Salvador.
- Castillo, J. y Moncayo, S. (2019). Actividad biológica y composición química en extractos de *Cucurbita ecuadorensis* H.C. Cutler & Whitaker. *Revista Científica Ciencias Naturales y Ambientales*, 13(2): 92-104.
- Castillo, G., Zavala, D. y Carrillo, M. (2017). Análisis fitoquímico: Una herramienta para develar el potencial biológico y farmacológico de las plantas. *Tlatemoani: Revista Académica de Investigación*, 8(24): 72-86.
- Chou, T. H., Chen, J. J., Lee, S. J., Chiang, M. Y., Yang, C. W. y Chen, I. S. (2010). Cytotoxic flavonoids from the leaves of *Cryptocarya chinensis*. *Journal of natural products*, 73(9), 1470-1475. <https://doi.org/10.1021/np100014j>
- Contreras-Miranda, J., y Ramirez Marin, M. (2022). Uso de plantas medicinales que se comercializan en Guayaquil, Ecuador. *Manglar* 19(4): 309-316. <http://dx.doi.org/10.57188/manglar.2022.039>
- Cruz, W. J. (2020). Levantamiento etnobotánico de Plantas Medicinales de Comunidad Kichwa Villafloa, Amazonia Ecuatoriana. [Tesis de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ciencias de la Vida, Universidad Estatal Amazónica]. <https://repositorio.uea.edu.ec/handle/123456789/821>
- Cruz-Gavilanes, T., Cruz-Gavilanes, Y., Cruz Gavilanes, M., Muñoz-Cruz, A. y Quintana-Cruz, D. (2022). La medicina ancestral en la Sierra y su aplicación al cuidado de la salud. *Dom. Cien.*, 8(3): 746-760. <http://dx.doi.org/10.23857/dc.v8i3>
- Da Trindade, R. C. S., Xavier, J. K. A. M., Setzer, W. N., Maia, J. G. S. y Da Silva, J. K. R. (2021). Diversidad química y efectos terapéuticos de los aceites esenciales de especies de Aniba de la Amazonia: una revisión. *Plants*, 10 (9), 1854. <https://doi.org/10.3390/plants10091854>
- Damasceno, C. S. B., Higaki, N. T. F., Dias, J. D. F. G., Miguel, M. D. y Miguel, O. G. (2019). Chemical composition and biological activities of essential oils in the family Lauraceae: A systematic review of the literature. *Planta Medica*, 85(13), 1054-1072.
- Dang, H. Y., Zhang, X., Song, L., Chang, Y. y Yang, Y. (2006). Molecular characterizations of oxytetracycline resistant bacteria and their resistance genes from mariculture waters of China. *Mar. Pollut. Bull.*, 11, 1494-1503.
- Davis, R. A., Demirkiran, O., Sykes, M. L., Avery, V. M., Suraweera, L., Fehner, G. A. y Quinn, R. J. (2010). 7', 8'-Dihydrobolactone, a typanocidal α -pyrone from the rainforest tree *Cryptocarya obovata*. *Bioorganic & medicinal chemistry letters*, 20(14), 4057-4059. <https://doi.org/10.1016/j.bmcl.2010.05.091>
- Divekar P.A., Narayana, S., Divekar, B.A., Kumar, R., Gadratagi, B.G., Ray, A., Singh, A.K., Rani, V., Singh, V., Singh, A.K., Kumar, A., Singh, R.P., Meena, R.S. y Behera, T.K. (2022). Plant Secondary Metabolites as Defense Tools against Herbivores for Sustainable Crop Protection. *Int. J. Mol. Sci.* 28; 23(5): 2690. <https://doi.org/10.3390/ijms23052690>
- Duran, N., Marcato, P.D. y De Souza, G.I.H. (2016). Antimicrobial activity of *Urtica* species: A review of their potential as therapeutic agents. *Phytotherapy Research*, 30(1), 1-12. <https://doi.org/10.1002/ptr.5534>
- Feng, R., Wang, T., Wei, W., Tan, R. X. y Ge, H. M. (2013). Cytotoxic constituents from *Cryptocarya maclurei*. *Phytochemistry*, 90, 147-153. <https://doi.org/10.1016/j.phytochem.2013.01.009>
- Gomes de Melo, J., De Sousa Araújo, T. A., E Castro, T. N. de A., Lyra de Vasconcelos Cabral, D., Do Desterro Rodrigues, M., Carneiro do Nascimento, S., Cavalcanti de Amorim, E. L. y De Albuquerque, U. P. (2010). Antiproliferative activity, antioxidant capacity and tannin content in plants of semi-arid northeastern Brazil. *Molecules*, 15(12), 8534-8542. <https://doi.org/10.3390/molecules15128534>
- Gordon, L., Giraud, E., Ganière, J. P., Armand, F., Bouju-Albert, A. y De la Cotte, N. (2007). Antimicrobial resistance survey in a river receiving effluents from freshwater fish farms. *J. Appl. Microbiol.*, 102, 1167-1176.
- Guamán, F. (2015). Determinación y comparación de la actividad antibacteriana in vitro de extractos de dos especies de origina sobre dos bacterias de importancia clínica. Tesis de Bioquímica Farmacéutica, Facultad de Ciencias, Universidad Superior Politécnica de Chimborazo.
- Guaranda, J. (2024). Caracterización fitoquímica y actividad biológica de extractos etanólicos de *Crescentia cujete* L. Tesis de Biología, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad de Guayaquil.

- Gutiérrez, Y., Scull, R., González, A., Fuentes, M., Casanova, R. y Machín, L. (2020). Caracterización físico-química y actividad diurética preliminar de extractos acuosos de *Ureia baccifera* (L.). Revista Cubana de Farmacia 53(3), 11.
- Harborne, A. J. (1982). Phytochemical methods a guide to modern techniques of plant analysis (Tercera Edición ed.). London: Chapman & Hall.
- Instituto de Botánica. (2016). Flora fanerogámica do Estado de São Paulo - Volume III: Dicotiledóneas (Parte 1). Instituto de Botânica. pp. 149-224.
- Kabera, J. N., Semana, E., Mussa, A. R. y He, X. (2014). Plant secondary metabolites: biosynthesis, classification, function and pharmacological properties. J. Pharm. Pharmacol, 2(7), 377-392.
- Kregiel, D., Pawlikowska, E. y Antolak, H. (2018). *Urtica* spp.: Ordinary plants with extraordinary properties. Molecules, 23(7), 1-21. <https://doi.org/10.3390/molecules23071664>
- Kumar, S. y Pandey, A.K. (2013). Chemistry and biological activities of flavonoids: A review. Scientific World Journal, 2013, 162-170. <https://doi.org/10.1155/2013/162750>
- Liu, Y., Rakotondraibe, L. H., Brodie, P. J., Wiley, J. D., Cassera, M. B., Miller, J. S. y Kingston, D. G. (2015). Antimalarial 5, 6-dihydro- α -pyrones from *Cryptocarya rigidifolia*: related bicyclic tetrahydro- α -pyrones are artifacts1. Journal of natural products, 78(6), 1330-1338. <https://doi.org/10.1021/acs.jnatprod.5b00187>
- Mariño, K. (2023). Determinación del efecto antioxidante y antimicrobiano de extractos de diferentes tipos de ortiga (*Urtica dioica*, *Urtica urens*, *Urtica leptophylla*, *Ureia baccifera*) frente a cepas de *Staphylococcus aureus*, *Escherichia coli*, *Listeria monocytogenes* y *Bacillus cereus*. Tesis de biotecnología, Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos, Universidad Técnica de Ambato.
- Meco, J., Pascual, V., & Solà, R. (2016). La utilización de los esteroides vegetales en la práctica clínica: de la química a la clínica. Clínica e Investigación en Arteriosclerosis 28(6), 283-294. <https://doi.org/10.1016/j.arteri.2016.04.001>
- Molina, S. (2022). Evaluación antibacteriana y antifúngica de extractos vegetales de *Vernonanthura patens* y *Kalanchoe pinnata* en condiciones de laboratorio. Tesis de Biología, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad de Guayaquil.
- Mzid, M., Khedir, S. Ben, Salem, M. Ben, Regaieg, W. y Rebai, T. (2017). Antioxidant and antimicrobial activities of ethanol and aqueous extracts from *Urtica urens*. Pharmaceutical Biology, 55(1), 775-781. <https://doi.org/10.1080/13880209.2016.1275025>
- Navas-Flores, V., Chiriboga-Pazmiño, X., Miño-Cisneros, P. y Luzuriaga-Quichimbo, C. (2021). Estudio fitoquímico y toxicológico de plantas nativas del oriente ecuatoriano. CIENCIA UNEMI, 14(35), 26-36. <https://doi.org/10.29076/issn.2528-7737vol14iss35.2021pp26-36p>
- Ortiz, F., Mejia, E. y Espinoza, M. (2021). Antibacterial effect of *Musa acuminata* (Musaceae) against *Enterococcus faecalis* ATCC 29212. Arnaledoa, 28(1), 125-138. <http://dx.doi.org/10.22497/arnaledoa.281.28107>
- Pabon, L. C., & Cuca, L. E. (2010). Aporphine alkaloids from *Ocotea macrophylla* (Lauraceae). Química Nova, 33, 875-879.
- Paladines, G., Lourido, L., Burbano, Z. y Al-Shaghdari, A. (2017). Obtención y caracterización físico-química del aceite de las semillas del mate (*Crescentia cujete* L.). Cumbres, 3(1), 93-99.
- Palacios, W. A. (2018). Two New Species of Lauraceae from Ecuador. Phytotaxa 346(2), 180-187.
- Paredes, D., Buenaño, M. P. y Mancera, N. J. (2015). Usos de plantas medicinales en la comunidad San Jacinto del Cantón Ventanas, Los Ríos - Ecuador. Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica, 18(1), 39-50. <https://doi.org/10.31910/rucca.v18.n1.2015.452>
- Prieto, J., Pabón, L., Patiño, O., Delgado, W. y Cuca, L. (2010). Constituyentes químicos, actividad insecticida y antifúngica de los aceites esenciales de las hojas de dos especies del género *Ocotea* (Lauraceae). Revista Colombiana de Química, 39, 199-209.
- Prieto, J. A., Patiño, O. J., Plazas, E. A., Pabón, L. C., Ávila, M. C., Guzmán, J. D., Delgado, W. A. y Cuca, L. E. (2013). Natural products from plants as potential source agents for controlling Fusarium. Fungicides-Showcases of Integrated Plant Disease Management from Around the World. Croacia: Intech, 233-278.
- Poirrel, L., Liard, A., Rodríguez-Martínez, J. M. y Nordmann, P. (2005). Vibrionaceae as a possible source of Qnr-like quinolone resistance determinants. J. Antimicrob. Chemother, 56(6), 1118-1121.
- Romero-Tapias, O. Y., Perilla-Benítez, J. C., Cedeño-Tapia, S. J., Tapiero-Rojas, J. D. y Tamayo-Ortiz, J. L. (2022). Ancestral traditional medicine in the Ecuadorian health system. Sapienza: International Journal of Interdisciplinary Studies, 3(8), 272-286. <https://doi.org/10.51798/sijis.v3i8.587>
- Rondón, M., Moncayo, S., Cornejo, X., Santos, J., Villalta, D., Siguencia, R. y Duche, J. (2018). Preliminary phytochemical screening, total phenolic content and antibacterial activity of thirteen native species from Guayas province Ecuador. Journal of King Saud University-Science, 30(4), 500-505. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jksus.2017.03.009>
- Sharma, K., Kumar, V., Kaur, J., Tanwar, B., Goyal, A., Sharma, R., Gat, Y. y Kumar, A. (2019). Health effects, sources, utilization and safety of tannins: A critical review. Toxin Reviews, 1-13. <https://doi.org/10.1080/15569543.2019.1662813>
- Samantha, T., Shyamsundarachary, R., Srinivas, P. y Swamy, R. (2012). Quantification of total phenolic and total flavonoid contents in extracts of *Oroxylum indicum* L. Kurz. Asian Journal of Pharmaceutical and Clinical Research 5: 177-179.
- Santos, F.A., Lima, J.T. y Oliveira, M.A.P. (2020). The antimicrobial potential of *Aniba* species: An overview of their phytochemistry and biological activities. Molecules, 25(12), 28-43. <https://doi.org/10.3390/molecules25122843>
- Sillagana-Verdezoto, C. (2023). Plantas medicinales de la Amazonia ecuatoriana con actividad antibacteriana: una revisión sistemática. Bases de la Ciencia 8(3), 15-39. <https://doi.org/10.33936/revbasdelaciencia.v8i3.6708>
- Sorokina, M. y Steinbeck, C. (2020). Review on natural products databases: where to find data in 2020. Journal of cheminformatics, 12(1), 20. <https://doi.org/10.1186/s13321-020-00424-9>
- Tiwari, D., Pushpa K., Gaira, K., Bhatt, I., Sundriyal, R. y Veena, P. (2023). Predicting phytochemical diversity of medicinal and aromatic plants (MAPs) across eco-climatic zones and elevation in Uttarakhand using Generalized Additive Model. Sci Rep. 13, 10888. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-37495-1>
- Universidad de Granada (2012). Cálculo de la concentración mínima inhibitoria de un antibiótico mediante el método de dilución en caldo. Obtenido de: <https://www.ugr.es/~cjl/CML.pdf>
- Vásquez, M. R. (2015). Estudio fitoquímico y cuantificación de flavonoides totales de las hojas de *Piper peltatum* L. y *Piper aduncum* L. procedentes de la región Amazonas. Dialnet, 6(1), 105-116.
- Vázquez-Flores, A. A., López-Díaz, J. A., Wall-Medrano, A. y Laura, A. (2012). Taninos hidrolizables y condensados: naturaleza química, ventajas y desventajas de su consumo. Tecnociencia Chihuahua, 6(2), 84-93.
- Verde-Star, M. J., García-González, S. y Rivas-Morales, C. (2016). Metodología científica para el estudio de plantas medicinales. Investigación en plantas de importancia médica. Barcelona, España: OmniaScience. pp.1-40. <http://dx.doi.org/10.3926/oms.335>
- Wladimir, A. A. y Villamar, J. A. (2022). Estudio de los

- alcaloides presentes en el bejuco de la saragoza (*Aristolochia elegans*). Revista Universidad de Guayaquil, 134(1), 67-81. <https://doi.org/10.53591/rug.v134i1.1418>
- Wu, T. S. y Lin, F. W. (2001). Alkaloids of the wood of *Cryptocarya chinensis*. Journal of Natural Products, 64(11), 1404-1407. <https://doi.org/10.1021/np010258i>
- Zambrano-Intriago, L., Buenaño-Allauca, M., Mancera-Rodríguez, N. y Jiménez-Romero, E. (2015). Estudio etnobotánico de plantas medicinales utilizadas por los habitantes del área rural de la Parroquia San Carlos, Quevedo, Ecuador. Universidad y Salud, 17(1): 97-109.

Contenidos de la Revista Científica de Ciencias Naturales y Ambientales Vol. 20(1)

Restauración de heras comunitarias para la producción hortícola, reciclaje orgánico y gestión integrada de suelo y agua / Restoration of community plots for horticultural production, organic recycling and integrated soil and water management..... Betsy Beatriz Barre Párraga, Marvin Rene Zambrano Lara, Ever Darío Morales Avendaño.....	766
Calidad hidrogeológica y seguridad para el consumo humano de las aguas subterráneas en chimborazo / Hydrogeological quality and safety for human consumption of groundwater Chimborazo..... Nancy Rocio Castillo ¹ , César Borja Bernal ² & Clelia Naranjo Freire	776
Medición de la huella de carbono en la espam-mfl: un enfoque hacia la sostenibilidad universitaria / Easuring the carbon footprint at espam-mfl: an approach towards university sustainability..... Edis Ariel Cobeña Zambrano, Carmen Gissella Vera Cevallos, Holanda Teresa Vivas Saltos.....	787
El acuífero de morroa en el norte de colombia: presiones antrópicas y desafíos de gestión / The morroa aquifer in northern colombia: anthropogenic pressures and management challenges..... Andrés Lozano Flórez, Issaura Cogollo Anaya, Adrián Ortega Castaño.....	798
Prevalencia de Gregarinas y su relación con la calidad del agua y del suelo en sistemas acuícolas de <i>Penaeus Vannamei</i> en la Isla Puná, Ecuador. / Prevalence of Gregarines and their relationship with water and soil quality in <i>Penaeus vannamei</i> aquaculture systems on Puná Island, Ecuador..... Dayrana Mora & Geovanna Parra Riofrío.....	806
Estado actual del malacofauna dulceacuícola del Ecuador continental: taxonomía, distribución geográfica y estatus de conservación. / Current status of freshwater malacofauna in continental Ecuador: taxonomy, geographic distribution and conservation Allison Ramos Contreras; Fiorella Toala León; Jackson Páez Tobar; Geovanna Parra-Riofrío...	812
Registro oficial y observaciones morfológicas de <i>Cyclestheria hislopi</i> (Baird, 1859) (Branchiopoda: Cyclestheridae) en la Provincia del Guayas, Ecuador / Official record and morphological observations of <i>Cyclestheria hislopi</i> (Baird, 1859) (Branchiopoda: Cyclestheridae) in Ecuador Rocksandra Ronquillo Espinoza, John Ramos-Veliz, Grace Cáceres Lucio ² & Mónica Armas-Soto.....	821
Conflictos de usos del suelo en el Espacio Integral Sostenible: Bosque Politécnico - CIIDEA ESPAM MFL / Conflictos de usos del suelo en el Espacio Integral Sostenible: Bosque Politécnico - CIIDEA ESPAM MFL Francisco Javier Velásquez Intriago, Carlos Andree Villafuerte Vélez ¹ José Miguel Giler Molina, Leonardo Sebastián Bazurto Meza.....	827
Caracterización fitoquímica y actividad biológica de <i>Urera baccifera</i> (Urticaceae) y <i>Aniba magnifica</i> (Lauraceae), Ecuador. / Caracterización fitoquímica y actividad biológica de <i>Urera baccifera</i> (Urticaceae) y <i>Aniba magnifica</i> (Lauraceae), Ecuador. Kasandra Melissa Macías Acosta, José Alcides Flores Cedeño, Santdy R. Farro-Terán, Mónica Armas, Xavier Cornejo.....	834

<https://revistas.ug.edu.ec/index.php/cna>

Normas para la publicación de artículos, “Revista Científica de Ciencias Naturales y Ambientales” / Guidelines for publishing articles “Revista Científica de Ciencias Naturales y Ambientales”