

AGUA, SANEAMIENTO & AMBIENTE

ÓRGANO DE DIVULGACIÓN CIENTÍFICA DE LA ESCUELA REGIONAL DE INGENIERÍA SANITARIA Y RECURSOS HIDRÁULICOS (ERIS)

ISSN: 2222-2499 (impresa) / 2224-9958 (electrónico)

Vol. 19 No. 1 Año: 2024 publicación continua



La revista AGUA, SANEAMIENTO & AMBIENTE –ASA- es un órgano de divulgación científica especializada, en ella se publican trabajos relacionados con temas de investigación en las áreas de ingeniería sanitaria, ingeniería ambiental, hidrología, hidrogeología, política pública y ciencias sociales, todos relacionados o de interés para la gestión integrada de los recursos hídricos en la región centroamericana.

El objetivo de la revista ASA es la publicación de trabajos de investigación de alta calidad e inéditos que aporten soluciones para la adecuada gestión de los recursos hídricos.

El público al que van dirigidas las publicaciones son principalmente, aunque no de forma exclusiva: a) estudiantes de licenciatura; b) estudiantes de postgrados; c) profesionales e investigadores; y d) tomadores de decisiones, todos ellos vinculados con las áreas de la ingeniería sanitaria, ambiente, hidráulica, hidrología y otras afines.

La ERIS, ubicada en las instalaciones de la ciudad universitaria, zona 12, es la entidad editora de la revista “Agua, saneamiento & ambiente”; la cual se publica electrónicamente en continuo en español con resúmenes de cada artículo en inglés.

628

A282 Agua, Saneamiento & Ambiente: órgano de divulgación científica de la Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos / Universidad de San Carlos de Guatemala. Guatemala: ERIS-USAC, 2004 v.; il.: 27 cm.
Semestral
ISSN Impreso 2222-2499
ISSN Electrónico 2224-9958
Disponible en: <https://revistas.usac.edu.gt/index.php/asa/issue/archive>
Facebook / ERISUSAC
Twitter /ERIS b

Universidad de San Carlos de Guatemala Rectoría

MA. Walter Ramiro Mazariegos Biolis, Rector

Lic. Luis Fernando Córdón Lucero, Secretario General

Facultad de Ingeniería

Ingeniero José Francisco Gómez Rivera, Decano a.i

Ingeniero Hugo Humberto Rivera Pérez, Secretario Académico

Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos

Msc. Ingeniero Pedro Saravia Celis, Director

Msc. Ingeniero Adán Pocasangre Collazos, Coordinador Maestría en Ingeniería Sanitaria

Msc. Ingeniero Juan José Sandoval, Coordinador Maestría en Recursos Hidráulicos

Phd. Ingeniero Dennis Salvador Argueta, Coordinador Doctorado

Dirección para correspondencia: Edificio Humberto Olivero Aycinena, área de prefabricados de ingeniería, CII, ciudad universitaria, zona 12, Guatemala, Guatemala, C.A. Tels. (502) 2418 9138 y 40.

e-mail: pcsaraviac@gmail.com



Agua, Saneamiento & Ambiente, es editada por la Universidad de San Carlos de Guatemala.
Esta obra está protegida bajo una licencia Creative Commons Atribución-NoComercial-Compartir Igual 4.0. <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/deed.es>

<p>Director de la revista M.Sc. Ingeniero Pedro Saravia Celis Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala</p>	<p>Comité Editorial Ph.D. Ingeniero Stewart Oakley Universidad Estatal de California, Estado Unidos M.Sc. Ingeniero Guillermo García Ovalle Asociación Guatemalteca de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AGISA), Guatemala M.Sc. Ingeniero Arturo Acajabón Mendoza Consultor independiente en hidrología, Guatemala M.Sc. Ingeniero Carlos Salvador Gordillo, Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala Licenciado Oscar Federico Nave Herrera Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala Dr. Ingeniero Ariel Turcios Pantaleón Universidad de Hannover, Alemania Dr. Juan Manuel Morgan Sagastume Universidad Autónoma de México, México M.Sc. Ingeniero Juan Guillermo Umaña División Técnica de Residuos Sólidos, DIRSA/AIDIS, El Salvador PhD. Ingeniera Haydee Osorio Ugarte Universidad Tecnológica de Panamá, Panamá M.Sc. Ingeniero Ricardo Javier Fajardo González Universidad Nacional de Ingeniería, Nicaragua M.Sc. Ingeniero Oscar Luis Ramírez Sánchez Acueductos y Alcantarillados de Costa Rica, Costa Rica PhD. Ingeniero Gustavo Adolfo Figueroa Campos Universidad de Potsdam, Alemania Dr. Alexander Esquivel Universidad Tecnológica de Panamá M.Sc. Ingeniero Cesar Armando Alvarado Batres Universidad de El Salvador, Facultad de Ciencias Naturales y Matemáticas, El Salvador M.Sc. Ingeniera Silvia Argueta Tejada Ecosistemas Proyectos Ambientales S.A. Guatemala M.Sc. Ingeniero Edwin Josué Espina Sandoval Universidad de Bologna, Italia.</p>
<p>Editor PhD. Ing. Félix A. Aguilar Carrera Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala</p>	
<p>Comité editorial M.Sc. Ingeniero Adán Pocasangre Collazos Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala M.Sc. Ingeniero Julián Duarte Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala M.Sc. Ingeniero Juan José Sandoval Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala</p>	
<p>Equipo de Soporte Diagramación: PhD. Ing. Félix A. Aguilar Carrera Diseñador: PhD. Ing. Félix A. Aguilar Carrera Traductor: PhD. Ing. Luis Alfaro</p>	



Contenido

Presentación	
SECCIÓN ARTÍCULOS CIENTÍFICOS	
Amebas testadas (Amoebozoa: Arcellinida) en Lagos de Centroamérica: Estado actual y perspectivas futuras <i>Testate Amoebae (Amoebozoa: Arcellinida) in lake of Central America: Current Status and Future Perspectives</i>	e-1663 1-7
Presencia de metales tóxicos en soya (Glycine max L) procedentes del cantón Mocache, Ecuador <i>Presence of toxic metals in soybean (Glycine max L) from Mocache canton, Ecuador</i>	e-1566 1-11
Evaluación de eficiencia de remoción de coliformes fecales con compuestos de cloro en aguas residuales tratadas <i>Evaluation of the removal efficiency of fecal coliforms with chlorine compounds in treated wastewater</i>	e-1726 1-15
Estudio exploratorio de nitritos, nitratos y nitrógeno amoniacal en drenaje urbano de Guatemala <i>Exploratory study of nitrites, nitrates and ammoniacal nitrogen in the urban drainage of Guatemala</i>	e-1719 1-11
Análisis de la biodigestión para la obtención de metano (CH₄) a partir de residuos orgánicos generados en la hacienda la Estrella, Ecuador <i>Analysis of biodigestion to obtain methane (CH₄) from organic waste generated at hacienda la Estrella, Ecuador</i>	e-1690 1-15
Propuesta de manejo de áreas críticas de recarga hídrica en la cuenca El Hato, Guatemala <i>Proposal for management of critical water recharge areas in the El Hato basin, Guatemala</i>	e-1784 1-19
Estudio batimétrico de la laguna de Ayarza <i>Bathymetric study of the Ayarza Lagoon</i>	e-1766 1-13
Uso de pañales desechables y toallas sanitarias en la cabecera municipal de San Miguel Ixtahuacán, departamento de San Marcos <i>Use of disposable diapers and sanitary napkins in the urban area of the municipality of San Miguel Ixtahuacán, department of San Marcos</i>	e-1917 1-9
SECCIÓN POSTERS	
Emisión espaciotemporal y detección de fuentes de amoníaco (NH₃) en Brandeburgo <i>Spatiotemporal ammonia (NH₃) emission and source detection in Brandenburg Germany</i>	e-1714 1
SECCIÓN REPORTE DE CASO	
Remoción de materia flotante en un sedimentador primario con un dispositivo operado manualmente <i>Floating matter removal in a primary settling tank with manually operated device</i>	e-1584 1-8



PRESENTACIÓN

“60 AÑOS DE FUNDACIÓN DE LA ESCUELA REGIONAL DE INGENIERÍA SANITARIA Y RECURSOS HIDRÁULICOS”

Desde su fundación en 1964, la Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos (ERIS) ha sido un referente en la formación de profesionales comprometidos con la Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos en Centro América. Como pionera de las maestrías en Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos, ERIS ha consolidado un modelo educativo que combina excelencia académica, pensamiento crítico y compromiso ético con los desafíos regionales. Su carácter regional, respaldado por el CSUCA y la Universidad de San Carlos de Guatemala, ha permitido construir redes de cooperación y fortalecer capacidades en múltiples países.

El programa de Ingeniería Sanitaria ha graduado a más de 400 profesionales, con 290 investigaciones aplicadas en áreas como aguas residuales, agua potable, residuos sólidos y saneamiento ambiental. Su alianza con el DAAD ha facilitado el intercambio de experiencias y la aplicación de tecnologías apropiadas a las condiciones socioeconómicas de las comunidades centroamericanas. Por su parte, la maestría en Recursos Hidráulicos ha formado cerca de 100 especialistas en hidrología y gestión integrada del recurso hídrico, aportando 97 estudios en campos como limnología, potamología y aguas subterráneas. Ambos programas han beneficiado a universidades, municipalidades, ONGs, instituciones gubernamentales y al sector privado en toda la región.

Esta edición especial de la revista Agua, Saneamiento & Ambiente celebra los 60 años de ERIS con una selección de artículos científicos que reflejan la diversidad y profundidad de su impacto académico. Los estudios abordan temas como la presencia de metales tóxicos en cultivos, la eficiencia de desinfección en aguas residuales, el análisis de nitritos y nitratos en drenajes urbanos, la biodigestión de residuos orgánicos, y propuestas para el manejo de áreas críticas de recarga hídrica. También se incluyen investigaciones sobre ecosistemas acuáticos, como el estudio batimétrico de la Laguna de Ayarza y la presencia de amebas testadas en lagos centroamericanos, evidenciando el enfoque interdisciplinario y regional de la Escuela.

ERIS rinde homenaje a las generaciones de profesionales que han construido su historia, y reconoce especialmente a los fundadores y cuerpo docente quienes con mucha dedicación han contribuido al desarrollo de la ingeniería sanitaria y recursos hidráulicos en la región centroamericana desde la docencia, investigación y extensión.

Msc. Ing. Pedro Saravia Celis
Director
Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos
ERIS



SECCIÓN ARTÍCULOS CIENTÍFICOS



Artículo Científico / Scientific Article

Amebas testadas (*Amoebozoa: Arcellinida*) en Lagos de Centroamérica: Estado actual y perspectivas futuras

Testate Amoebae (Amoebozoa: Arcellinida) in lake of Central America: Current Status and Future Perspectives

Andrea Rodas Morán¹ 

¹Escuela de Estudios de Postgrados, Facultad de Ingeniería, Universidad de San Carlos de Guatemala

Dirección para recibir correspondencia: ducuchu@gmail.com

Recibido: 24/05/2024

Revisión: 17/09/2024

Aceptado: 23/09/2024

Resumen

Las amebas testadas, protistas unicelulares con cubiertas protectoras denominadas testa, tienen un importante rol en los ecosistemas acuáticos y son indicadores sensibles de cambios ambientales. A pesar de su relevancia, su estudio en regiones neotropicales ha sido escasamente abordado. Este estudio consistió en una revisión bibliográfica de publicaciones de amebas testadas en ecosistemas lacustres de Centroamérica desde 1950 hasta la actualidad, utilizando diversas bases de datos académicas. Se clasificaron todos los artículos encontrados según tipo de publicación, año de publicación, afiliación de los autores y lagos estudiados además de extraer una lista de las especies de amebas testadas identificadas en cada país. Se encontraron cuatro artículos científicos, con una suma de 65 especies de amebas testadas distribuidas en tres países (Guatemala, El Salvador y Costa Rica). Esta limitada cantidad de investigaciones contrasta con la diversidad de especies identificadas, lo que evidencia la necesidad de investigaciones en la región y el desarrollo de capacidades de investigación a nivel local. Se recomienda el fortalecimiento de la investigación en Centroamérica para profundizar en la biodiversidad regional y su función ecológica, esenciales para la conservación de los ecosistemas lacustres.

Palabras claves: Biodiversidad, tecamebas, bioindicadores, ecosistemas lacustres.

Abstract

Testate amoebae, unicellular protist with protective coverings called tests, play an important role in aquatic ecosystems and are sensitive indicators of environmental changes. Despite their significance, their study in Neotropical regions has been insufficiently addressed. This study consisted of a bibliographic review of publications on testate amoebae in Central American lake ecosystems from 1950 to the present, utilizing various academic databases. All found articles were classified according to the type of publication, year of publication, authors' affiliations, and studied lakes, in addition to compiling a list of testate amoebae species identified in each country. Four scientific articles were found, with a total of 65 species of testate amoebae distributed across three countries (Guatemala, El Salvador, and Costa Rica). This limited amount of research contrasts with the identified species diversity, highlighting the need for further investigations in the region and the development of local research capabilities. It is recommended to strengthen research in Central America to delve into regional biodiversity and its ecological function, essential for the conservation of lake ecosystems.

Key words: Biodiversity, thecamoebians; bioindication, lake ecosystems.



Introducción

Las amebas testadas son un grupo de protistas unicelulares y polifiléticos, reconocidos por su distintiva cubierta protectora llamada testa (Singh et al., 2015). Esta testa es rígida, generalmente presenta una única cámara y una abertura conocida como pseudostoma. La formación de la testa puede ser autógena o puede incorporar material externo mediante un proceso de cementación; su forma y tamaño varían según la especie (Medioli & Scott, 1988). Estas características particulares de la testa facilitan la identificación taxonómica de cada especie.

En los ecosistemas acuáticos, las amebas testadas juegan un papel crucial en el flujo y ciclo de materia y energía dentro de las redes tróficas microbianas (Beyens & Meisterfeld, 2001). Su amplia distribución en hábitat que incluyen lagos, suelos, musgos y turberas, las convierte en excelentes indicadores de las condiciones ambientales. Debido a su capacidad para reflejar cambios ambientales se han utilizado en estudios paleolimnológicos para inferir las condiciones pasadas de cuerpos de agua (Ellison, 1995; Kihlman & Kauppila, 2012; Prentice et al., 2018).

En los ecosistemas lacustres, las amebas testadas (organismos bentónicos), juegan un rol esencial como consumidores primarios (Medioli & Scott, 1988). En investigaciones limnológicas se han utilizado como bioindicadores de la calidad del agua (Qin et al., 2016; Roe & Patterson, 2014) y para identificar la presencia de contaminación por metales pesados (Nasser et al., 2020; Neville et al., 2014), ya que su diversidad es influenciada por las propiedades fisicoquímicas de los ecosistemas lacustres, destacando en particular la temperatura, pH, junto con la altitud y las condiciones climáticas (Qin et al., 2024).

En los últimos 200 años, se han identificado más de 1,900 especies o subespecies de amebas testadas, aunque las estimaciones sugieren que la cifra real podría alcanzar las 4,000 (Beyens & Meisterfeld, 2001; Smith et al., 2008).

A pesar del amplio estudio de su biodiversidad en musgos y pantanos, principalmente en Canadá y Europa, persiste un vacío de conocimiento significativo en lo que respecta a ambientes lacustres, especialmente en las zonas neotropicales (da Silva et al., 2022).

Asimismo, y aun reconociendo su importancia ecológica y taxonómica, las investigaciones sobre las amebas testadas en las regiones neotropicales, particularmente en Centroamérica, han sido escasas. Esta carencia de estudios en las zonas neotropicales se contrasta marcadamente con la concentración de investigaciones en las regiones templadas del hemisferio norte, generando así una brecha importante en la comprensión de estos organismos en dichos ambientes (Sigala et al., 2016).

Este desequilibrio en la investigación resalta la necesidad imperante de profundizar en las características únicas y el papel ecológico que desempeñan las amebas testadas en los ecosistemas de Centroamérica, caracterizada esta región geográfica, por su diversidad climática y geológica que, incluye tanto tierras bajas como montañas. Estas últimas poseen una biodiversidad muy importante, albergando más del 85% de las especies mundiales de anfibios, aves y mamíferos (Rahbek et al., 2019).

Esta investigación tiene como objetivo proporcionar un análisis del estado actual del conocimiento sobre las amebas testadas (*Amoebozoa: Arcellinida*) en los lagos de Centroamérica, mediante la revisión de estudios previos, proporcionando una herramienta de referencia de las especies de amebas testadas reportadas en la región.

Materiales y método

Para la recolección de datos, se llevó a cabo una revisión exhaustiva en bases de datos académicas, Google Académico, LaReferencia, Scielo, Science Direct y Lilacs, así como en GBIF (*Global Biodiversity Information Facility*), una plataforma global dedicada a la información sobre biodiversidad. Se utilizaron palabras clave como "testate amoebae", "arcellinida", "lake" y "tecamoebian" en combinación con cada país de Centroamérica. Los términos fueron combinados usando operadores booleanos "AND" y "OR". Las búsquedas, realizadas en marzo de 2024, incluyeron documentos en inglés y español, abarcando publicaciones tanto indizadas como no indizadas.

Crterios de inclusi3n

Se incluyeron estudios que documentaron la recolecci3n de amebas testadas en lagos con enfoques limnol3gico, ecol3gico o paleolimnol3gico, publicados desde 1950 hasta la fecha.

Análisis de la informaci3n

A partir de las publicaciones recopiladas, se desarrollaron dos bases de datos. La primera comprende los metadatos de los estudios identificados, incluyendo a3o y tipo de publicaci3n, afiliaci3n de los autores, y característcas de los lagos estudiados como origen, tipo y altitud, además del enfoque del estudio (ecol3gico, de diversidad o paleolimnol3gico).

La segunda base de datos se compuso de una lista detallada de las especies de amebas testadas encontradas en cada país. La taxonomía de las amebas testadas es compleja y frecuentemente sujeta a debate y cambio. Los investigadores adoptan diferentes criterios para clasificar especies, variedades y ecofenotipos. Ante esta heterogeneidad en la identificaci3n y clasificaci3n taxon3mica, se opt3 por una estrategia inclusiva.

Para contabilizar el n3mero de especies en los ecosistemas acuáticos de Centroam3rica, se utilizaron los nombres taxon3micos tal como se reportan en los estudios consultados.

Se emple3 estadística descriptiva para analizar las bases de datos, determinando el tipo y n3mero de estudios por país, los autores de las publicaciones, y la diversidad de especies y géneros de amebas testadas reportadas por país.

Resultados

Se identificaron cuatro artícuos sobre amebas testadas en Centroam3rica. Estos incluyen un estudio sobre la diversidad de amebas testadas en lagos y lagunas de Costa Rica y Guatemala (Laminger, 1973), un análisis de la diversidad en un lago volcánico de Costa Rica (Betancur & Acevedo, 2016), un estudio ecol3gico enfocado en un lago eutr3fico de tierras medias en Guatemala (Rodas et al., 2022), y una investigaci3n paleolimnol3gica en El Salvador a trav3s de un lago de origen volcánico (Wojew3dka- Przybył et al., 2022). Tres de los estudios identificados

(Laminger, 1973; Rodas-Moran, 2022; Wojew3dka- Przybył et al., 2022) fueron publicados en revistas con factor de impacto, pero solo dos de ellos incluyen en sus afiliaciones instituciones del país donde se ubican los lagos estudiados (ver tabla 1).

Tabla 1. Cantidad de especies y géneros de amebas testadas en Centroam3rica

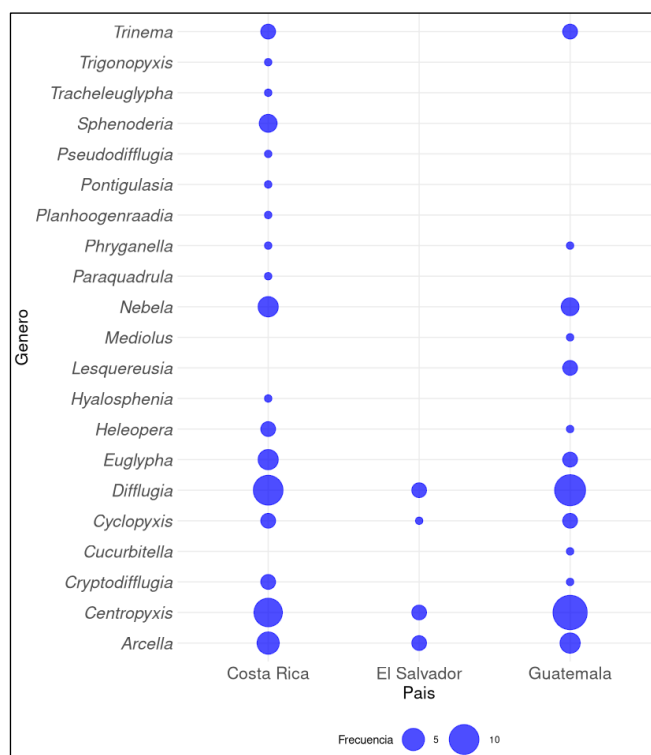
G3nero	N3mero de especies	Especies en todos los países	País
<i>Arcella</i>	6	<i>Arcella discoides</i>	CR, GT, SV
<i>Centropyxis</i>	14	<i>Centropyxis aculeata</i>	CR, GT, SV
<i>Cryptodiffugia</i>	2	<i>Cryptodiffugia penardi</i>	CR, GT
<i>Cucurbitella</i>	1		GT
<i>Cyclopyxis</i>	2	<i>Cyclopyxis kahli</i>	CR, GT, SV
<i>Diffugia</i>	15	<i>Diffugia oblonga</i> , <i>Diffugia urceolata</i>	CR, GT, SV
<i>Euglypha</i>	5	<i>Euglypha laevis</i> , <i>Euglypha rotunda</i>	CR, GT
<i>Heleopera</i>	2	<i>Heleopera petricola</i>	CR, GT
<i>Hyalosphenia</i>	1		CR
<i>Lesquereusia</i>	2		GT
<i>Nebela</i>	4		CR, GT
<i>Paraquadrula</i>	1		CR
<i>Phryganella</i>	1	<i>Phryganella acropodia</i>	CR, GT
<i>Planhoogenraadia</i>	1		CR
<i>Pontigulasia</i>	1		CR
<i>Pseudodiffugia</i>	1		CR
<i>Sphenoderia</i>	2		CR
<i>Tracheleuglypha</i>	1		CR
<i>Trigonopyxis</i>	1		CR
<i>Trinema</i>	2	<i>Trinema enchelys</i> , <i>Trinema lineare</i>	CR,GT

Nota. CR: Costa Rica, GT: Guatemala, SV: El Salvador

Los registros de la tabla anterior indican la presencia de amebas testadas en tres cuerpos de agua en Guatemala, cuatro en Costa Rica y uno en El Salvador. En total se contabilizaron 65 especies de amebas testadas, distribuidas en veinte géneros. Los más representativos fueron *Diffugia*, que constituye el 23% de las especies identificadas, seguido por *Centropyxis*

con un 21%, *Arcella* con un 9% y *Euglypha* con un 8%. Hay 21 especies que solo se encuentran en Costa Rica, y 14 especies solo en Guatemala (Materiales suplementarios, tabla 1, figura 1). Solo cinco especies se reportan en los tres países: *Arcella discoides*, *Centropyxis aculeata*, *Cyclopyxis kahli*, *Diffflugia oblonga* y *Diffflugia urceolata*.

Figura 1. Gráfico de burbujas de los géneros taxonómicos de amebas testadas por país.



Discusión de resultados

Se observó que las familias predominantes en los ecosistemas lacustres fueron Difflogiidae, Centropyxidae y Arcellidae, un hallazgo que concuerda con lo registrado en investigaciones previas en regiones neotropicales (Sigala et al., 2016).

En los estudios realizados, se reportaron únicamente cinco especies de amebas testadas para los tres países examinados. De las cinco amebas testadas encontradas, cuatro de ellas están relacionadas con el potencial de hidrógeno (*A. discoides*, *C. aculeata*, *D. oblonga*, y *D.*

urceolata), mientras que tres presentan relación con metales y semi-metales (*A. discoides*, *C. aculeata* y *D. oblonga*) (Freitas et al., 2022). Aunque no se determinaron correlaciones directas con características ambientales particulares de los lagos, que mayoritariamente son de origen volcánico a excepción de la Laguna de Chichoj en Guatemala, de origen tectónico, esta diversidad geológica podría influir en la composición de los ensambles de amebas testadas. Factores como el potencial de hidrógeno (pH) y la presencia de minerales en el agua y sedimento pueden reflejar adaptaciones específicas a las condiciones locales, subrayando la necesidad de investigaciones más detalladas para esclarecer estas relaciones.

Entre los estudios enfocados en lagos y lagunas volcánicas de Mesoamérica, se encuentra la investigación llevada a cabo en el cráter del volcán Nevado de Toluca, en México, particularmente en el Lago El Sol y el Lago La Luna, ubicados a una altitud de 4,200 metros sobre el nivel del mar (msnm). En estos cuerpos de agua, se identificaron un total de 18 taxones (Caballero et al., 2022), lo que contrasta con los 34 taxones reportados en la Laguna de Barva, Costa Rica (Betancur y Acevedo, 2016). Aunque la diversidad específica de protistas protozoos en estos entornos no ha sido plenamente explorada, es importante destacar que la región montañosa de Costa Rica ha sido reconocida como un área de mega-diversidad, especialmente por su flora (Rahbek et al., 2019). Laminger (1973) también observó un aumento en la cantidad de especies en Costa Rica en comparación con México, lo que subraya la importancia de continuar la investigación sobre amebas testadas en la región. Esto es particularmente crítico en países como Honduras, Nicaragua y Panamá, donde hasta el momento no se han realizado estudios específicos.

La investigación sobre amebas testadas en Centroamérica no se ha realizado tan rápidamente como en el ámbito global. No obstante, durante la última década, se ha percibido un incremento en el interés por este campo, con un mayor número de estudios realizados en este lapso que en los cincuenta años anteriores. La escasez de afiliaciones locales en las publicaciones indica una falta de grupos de investigación consolidados en este tema, contrastando con la situación en países como Canadá, Brasil o Europa (da Silva et al., 2022). Esta circunstancia representa una oportunidad para desarrollar las

capacidades de investigación locales y fomentar el estudio de estos organismos en Centroamérica.

La región Centroamericana enfrenta el desafío de conciliar la creciente demanda agrícola con la conservación de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos. Esta situación ha conllevado una disminución notable de la cobertura forestal y de la biodiversidad. El estrés ambiental derivado de la actividad humana (Harvey et al., 2021) ha resultado en una pérdida significativa de hábitats. En este contexto, el estudio de las amebas testadas emerge como una herramienta valiosa para el monitoreo ambiental (Booth, 2001), la evaluación de la contaminación, especialmente en áreas afectadas por la minería (Nasser et al., 2020), y la restauración ecológica (Fournier et al., 2012), en especial en ecosistemas lacustres vulnerables, como la Laguna de Chichoj (Rodas-Moran et al., 2022), donde se ha demostrado que las amebas testadas son indicadores de la calidad del agua y pueden aportar información clave para la investigación paleoambiental. Esta aplicación se evidencia en la primera investigación paleolimnológica en Centroamérica que utiliza a las amebas testadas como indicadores del cambio climático (Wojewódka-Przybył et al., 2022).

Conclusiones

A pesar del incremento en el interés y los estudios sobre amebas testadas en la última década a nivel mundial, aún existe una notable falta de investigación en la región Centroamericana. Las investigaciones sobre amebas testadas, aunque limitadas, destacan su potencial como bioindicadores para monitorear la salud de ecosistemas lacustres (Rodas-Moran et al., 2022) y su respuesta ante el cambio ambiental (Wojewódka-Przybył et al., 2022), además de estar presentes en múltiples ecosistemas (Laminger, 1973; Betancur & Acevedo, 2016).

Lo anterior subraya la necesidad de una mayor exploración en áreas subrepresentadas, como Honduras, Nicaragua y Panamá, además de continuar procesos de investigación en Guatemala, Costa Rica y el Salvador.

Promover la colaboración internacional y fortalecer la investigación local son pasos esenciales para

fomentar el estudio de estos organismos, para comprender mejor la biodiversidad regional, su papel ecológico en mejora de la conservación y gestión integral del recurso hídrico.

Los hallazgos de estas investigaciones pueden ser utilizados para monitorear la calidad del agua y la salud de los ecosistemas, como base para la toma de decisiones informadas en temas de conservación de ecosistemas lacustres. Esto podría lograrse por medio de estudios regionales por medio de convocatorias de entes como el CSUCA (Consejo Superior Universitario Centroamericano) o apoyar a estudiantes de maestría o doctorado nacionales con tutores expertos en estos organismos.

Agradecimientos

Al Doctorado en Cambio Climático y Sostenibilidad de la Facultad de Ingeniería y al Laboratorio de Investigación Química y Ambiental (LIQA) de la Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia de la Universidad de San Carlos de Guatemala.

Financiamiento

Este trabajo fue financiado con recursos propios de la autora.

Conflicto de interés

La autora declara no tener ningún tipo de conflicto de interés que pudiera haber influido en esta investigación.

Como citar este documento

Rodas-Morán, A. E. (2024). Amebas testadas (*Amoebozoa: Arcellinida*) en Lagos de Centroamérica: Estado actual y perspectivas futuras. *Agua, Saneamiento & Ambiente*, 19(1), 1-7. <https://doi.org/10.36829/08ASA.v19i1.1663>

Consentimiento informado

No aplica.

Contribuciones de autor

Elaboración, revisión del manuscrito, desarrollo o diseño de metodología, y análisis estadísticos, responsabilidad de liderazgo para la planificación y ejecución de la actividad de investigación: RMAE

Referencias

- Betancur, J., & Acevedo, B. (2016). Asociaciones de amebas testáceas (Protozoa : Rhizopoda), en una laguna volcánica tropical, volcán Barva, Costa Rica. *Brenesia*, 85-86, 21–29.
- Beyens, L., & Meisterfeld, R. (2001). Protozoa: Testate Amoebae. In J. P. Smol, J. B. Birks, & W. M. Last (Eds.), *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments Volumen 3: Terrestrial, Algal, and Siliceous Indicators* (pp. 121–154). Springer Netherlands.
- Booth, R. K. (2001). Ecology of testate amoebae (protozoa) in two Lake Superior coastal wetlands: Implications for paleoecology and environmental monitoring. *Wetlands*, 21(4), 564–576. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2001\)021\[0564:EOTAPI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2001)021[0564:EOTAPI]2.0.CO;2)
- Caballero, M., Sigala, I., Moreno, J., Vega-Flores, M., Oseguera, L. A., Ruiz-Fernandez, A. C., & Alcocer, J. (2022). Testate amoebae assemblages from two tropical high-mountain lakes in central Mexico during the last ~60 years. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 93, e934168. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2022.93.4168>
- Ellison, R. L. (1995). Paleolimnological analysis of Ullswater using testate amoebae. *Journal of Paleolimnology*, 13(1), 51–63. <https://doi.org/10.1007/BF00678110>
- Fournier, B., Malysheva, E., Mazei, Y., Moretti, M., & Mitchell, E. A. D. (2012). Toward the use of testate amoeba functional traits as indicator of floodplain restoration success. *European Journal of Soil Biology*, 49(1), 85–91. <https://doi.org/10.1016/J.EJSOBI.2011.05.008>
- Freitas, Y.G.C., Ramos, B.R.D., Silva, Y.G.S., Sampaio, G.S., Nascimento, L.S., Branco, C.W.C., Miranda, V.B.S. (2022). Testate amoebae: a review on their multiple uses as bioindicators. *Acta Protozoologica*, 61(1), 1–21. <https://doi.org/10.4467/16890027AP.22.001.15671>
- Harvey, W. J., Petrokofsky, G., Stansell, N., Nogué, S., Petrokofsky, L., & Willis, K. J. (2021). Forests, water, and land use change across the central american isthmus: Mapping the evidence base for terrestrial holocene palaeoenvironmental proxies. *Forests*, 12(8), 1057. <https://doi.org/10.3390/f12081057>
- Kihlman, S., & Kauppila, T. (2012). Effects of mining on testate amoebae in a Finnish lake. *Journal of Paleolimnology*, 47(1), 1–15. <https://doi.org/10.1007/s10933-011-9541-x>
- Laminger, H. (1973). Die Testaceen (Protozoa, Rhizopoda) einiger Hochgebirgsgewasser von Mexiko, Costa Rica und Guatemala. *International Revue Der Gesamten Hydrobiologie Und Hydrographie*, 58(2), 273–305.
- Medioli, F. S., & Scott, D. B. (1988). Lacustrine thecamoebians (mainly arcellaceans) as potential tools for palaeolimnological interpretations. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 62(1–4), 361–386. [https://doi.org/10.1016/0031-0182\(88\)90062-4](https://doi.org/10.1016/0031-0182(88)90062-4)
- Nasser, N. A., Patterson, R. T., Galloway, J. M., & Falck, H. (2020). Intra-lake response of Arcellinida (testate lobose amoebae) to gold mining-derived arsenic contamination in northern Canada: Implications for environmental monitoring. *PeerJ*, 8(1), e9054. <https://doi.org/10.7717/peerj.9054>
- Neville, L. A., Patterson, R. T., Gammon, P., & Macumber, A. L. (2014). Relationship between ecological indicators (Arcellacea), total mercury concentrations and grain size in lakes within the Athabasca oil sands region, Alberta. *Environmental Earth Sciences*, 72(2), 577–588. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2979-6>
- Prentice, S. V., Roe, H. M., Bennion, H., Sayer, C. D., & Salgado, J. (2018). Refining the palaeoecology of lacustrine testate amoebae: insights from a plant macrofossil record from a eutrophic Scottish lake. *Journal of Paleolimnology*, 60(2), 189–207. <https://doi.org/10.1007/s10933-017-9966-y>
- Qin, Y., Payne, R., Yang, X., Yao, M., Xue, J., Gu, Y., & Xie, S. (2016). Testate amoebae as indicators of water quality and contamination in shallow lakes of the Middle and Lower Yangtze Plain. *Environmental Earth Sciences*, 75(7), 627. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5442-7>
- Qin, Y., Bobrov, A., Puppe, D., Li, H., Man, B., Gong, J., Wang, J., Cui, Y., Gu, Y., Herzsuh, U., & Xie, S. (2024). Testate amoebae (Protozoa) in lakes of the Qinghai-Tibet Plateau: Biodiversity, community structures, and protozoic biosilicification in relation to environmental properties and climate warming. *Science of The*

- Total Environment*, 913, 169661.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.169661>
- Rahbek, C., Borregaard, M. K., Colwell, R. K., Dalsgaard, B., Holt, B. G., Morueta-Holme, N., Nogues-Bravo, D., Whittaker, R. J., & Fjeldsø, J. (2019). Humboldt's enigma: What causes global patterns of mountain biodiversity?. *Science*, 365(6458), 1108–1113.
<https://www.science.org/doi/10.1126/science.aax0149>
- Rodas-Morán, A. E., Avendaño, C., Sigala, I., & Oliva-Hernandez, B. E. (2022). First ecological analysis of lacustrine testate amoebae in Guatemala: A case study from the highland Lake Chichoj. *Journal of Limnology*, 81(1).
<https://doi.org/10.4081/JLIMNOL.2022.2082>
- Roe, H. M., & Patterson, R. T. (2014). Arcellacea (Testate Amoebae) as Bio-indicators of Road Salt Contamination in Lakes. *Microbial Ecology*, 68(2), 299–313. <https://doi.org/10.1007/s00248-014-0408-3>
- da Silva, Y. G., Sampaio, G. S., Ramos, B. R. D., Freitas, Y. de G. C., Nascimento, L., Branco, C. W. C., & Miranda, V. B. D. S. (2022). Testate amoebae (Amorphea, Amoebozoa, Cercozoa) as bioindicators: a scientometric review. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 34(1), e20.
<https://doi.org/10.1590/S2179-975X0722>
- Sigala, I., Lozano-García, S., Escobar, J., Pérez, L., & Gallegos-Neyra, E. (2016). Testate Amoebae (Amebozoa: Arcellinida) in Tropical Lakes of Central Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 64(1), 377–397.
- Singh, V., Pandita, S. K., Tewari, R., Van Hengstum, P. J., Pillai, S. S. K., Agnihotri, D., Kumar, K., & Bhat, G. D. (2015). Thecamoebians (Testate Amoebae) straddling the permian-triassic boundary in the Guryul Ravine Section, India: Evolutionary and palaeoecological implications. *PLoS ONE*, 10(8), e0135593.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135593>
- Smith, H. G., Bobrov, A., & Lara, E. (2008). Diversity and biogeography of testate amoebae. *Biodiversity and Conservation*, 17(2), 329–343.
<https://doi.org/10.1007/s10531-007-9260-9>
- Wojewódka-Przybył, M., Krahn, K. J., Hamerlík, L., Macario-González, L., Cohuo, S., Charqueño-Celis, F., Cisneros, A., Hoelzmann, P., Yang, H., Rose, N. L., Zawisza, E., Pérez, L., & Schwalb, A. (2022). Imprints of the Little Ice Age and the severe earthquake of AD 2001 on the aquatic ecosystem of a tropical maar lake in El Salvador. *The Holocene*, 32(10), 1065–1080.
<https://doi.org/10.1177/09596836221106965>

Presencia de metales tóxicos en soya (*Glycine max* L) procedentes del cantón Mocache, Ecuador

Presence of toxic metals in soybean (Glycine max L) from Mocache canton, Ecuador

Roberto Johan Barragan Monrroy¹ Marco Antonio Constantine Macias¹ Betty González Osorio¹
Nelson Mecías Herrera¹ Carla Maria Sabando Cedeño¹

¹Universidad Técnica Estatal de Quevedo

Dirección para recibir correspondencia: roberto.barragan2014@uteq.edu.ec

Recibido: 18/04/2024

Revisión: 18/09/2024

Aceptado: 28/10/2024

Resumen

El propósito de la presente investigación consistió en determinar las cantidades de cadmio y plomo presentes en muestras de soya (*Glycine max* L) recolectadas en el cantón Mocache, Ecuador. Se tomaron muestras de cuatro tiendas de alimento y una plantación durante los meses de febrero, marzo y abril. Utilizando la espectrometría de absorción con llama y el método "NMLK-AOAC 999.11" en un espectrómetro Perkin Elmer HGA-500, se determinaron concentraciones promedio de $0,22 \pm 0,37$ mg/kg y $0,21 \pm 0,03$ mg/kg para cadmio y plomo respectivamente. Estas cifras excedieron los límites máximos permitidos según las normativas internacionales. Los resultados resaltan una preocupante situación de seguridad alimentaria en la localidad, subrayando la urgencia de implementar estrategias efectivas de gestión y control de metales tóxicos en la producción y comercialización de soya.

Palabras claves: plomo, espectrometría de absorción atómica, metano, cadmio, contaminación, cuantificación.

Abstract

The purpose of this research was to determine the amounts of cadmium and lead present in samples of soybean (*Glycine max* L) collected in the canton of Mocache, Ecuador. Samples were taken from four feed stores and one plantation during the months of February, March and April. Using flame absorption spectrometry and the "NMLK-AOAC 999.11" method in a Perkin Elmer HGA-500 spectrometer, average concentrations of 0.22 ± 0.37 mg/kg and 0.21 ± 0.03 mg/kg were determined for cadmium and lead, respectively. These figures exceeded the maximum allowable limits according to international regulations. The results highlight a worrisome food safety situation in the locality, underscoring the urgency of implementing effective strategies for the management and control of toxic metals in soybean production and marketing.

Key words: lead, atomic absorption spectrometry, methane, cadmium, contamination, quantification.



Introducción

Los elementos nocivos, como el cadmio (Cd) y el plomo (Pb), son contaminantes ambientales importantes, particularmente en áreas con alta presión antropogénica (Antisari et al., 2015). Dado que el Cd y el Pb están presentes en el suelo, el agua y la atmósfera, su bioacumulación es muy peligrosa para la salud de las personas (Rai et al., 2019). El Cd y el Pb son metales que las plantas absorben en grandes cantidades porque pueden soportar concentraciones superiores a sus requerimientos fisiológicos sin efectos adversos (Chacón, 2019).

Las alteraciones en las funciones biológicas de las personas están asociadas a la interacción con metales tóxicos, ya que poseen la capacidad de acumularse en el cuerpo, lo que conlleva una variedad de síntomas y enfermedades cuya gravedad varía según la cantidad presente. Como resultado, estas consecuencias pueden tener un impacto significativo en los procesos metabólicos al generar estrés oxidativo y afectar a las células, especialmente al ADN y las proteínas (Apraez, 2023).

Los estudios epidemiológicos han demostrado que una baja exposición al Cd puede causar enfermedades relacionadas con la densidad ósea, lo que lleva a la osteoporosis a una edad temprana. De igual manera, la exposición al Pb puede causar anomalías cognitivas y neurológicas en los seres humanos, provocando consecuencias irreversibles a largo plazo (Luch, 2012; Al-Saleh et al., 2017). Para el Cd, la Organización Mundial de la Salud (OMS) establece un límite de ingesta semanal provisional de 7 microgramos por kilogramo de peso corporal y para el Pb, establece un valor de referencia de 10 microgramos por decilitro ($\mu\text{g/dL}$) de sangre (Ruiz, 2022; Villanueva & Romero, 2020).

Los cultivos de *Glycine max* L (soya) mediante sistemas de rotación de cultivos tienen un impacto positivo que se refleja en la conservación de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Painii et al., 2020). Sin embargo, se enfrentan a desafíos significativos en diversas regiones del mundo, así como el norte de Anhui de China en donde existen graves problemas de contaminación por metales tóxicos en plantaciones de soya, causado por el

crecimiento urbanístico y la rápida industrialización. Esta región destaca como uno de los principales productores de soya (Zhang et al., 2019). Por otra parte, la provincia de Los Ríos en Ecuador cuenta con el 48% de las tierras de cultivo de soya del país, con una superficie sembrada estimada de 18 807 hectáreas y un rendimiento neto de 1,07 toneladas, lo que convierte a la provincia en la mayor productora de soya de la región ecuatorial (INEC-ESPAC & MGA, 2022).

La presente investigación tiene el propósito de establecer puntos de referencia inicial respecto a los niveles de Cd y Pb presentes en los granos de soya comercializados en el cantón Mocache. Las muestras se recolectaron en tiendas locales que comercializan soya a granel y que, según entrevistas con los dueños, provienen directamente de cultivos de la región. Esta selección se realizó, asegurando que los granos analizados son representativos de la producción local y no de soya importada. Este es uno de los primeros análisis que se llevarán a cabo en esta área geográfica, destacando la importancia de monitorear y gestionar la presencia de metales tóxicos para salvaguardar la seguridad alimentaria de la región.

Área de localización

Mocache es uno de los 13 cantones que forman parte de la provincia de Los Ríos $1^{\circ}11'02''\text{S}$ $79^{\circ}30'20''\text{O}$, posee límites cantonales al norte con el cantón Quevedo, al sur con Vinces, al este con Ventanas y al oeste con Balzar contando con una superficie total de $572,3 \text{ km}^2$ tal como se evidencia en la figura 1.

Figura 1. Representación de la ubicación geográfica y sitios de muestreo en el área de investigación.



Materiales y método

Se emplearon varios métodos de investigación, incluyendo la investigación documental para recopilar información de libros, revistas y artículos científicos, así como la investigación descriptiva para describir los resultados obtenidos mediante la técnica de espectrometría de absorción atómica por flama. Además, se utilizaron métodos inductivos, bibliográficos, estadísticos y analíticos para determinar la presencia de los metales tóxicos en los granos de soya, y realizar búsqueda exhaustiva de información, en base a los datos obtenidos.

Población

El cantón Mocache, ubicado en la provincia de Los Ríos, Ecuador, es una región predominantemente agrícola, conocida por su producción de soya. La población local depende en gran medida de la agricultura y la comercialización de productos agrícolas, lo que incluye la venta de granos de soya en tiendas locales. Estas tiendas abastecen tanto a consumidores locales como a mercados más amplios.

El cantón Mocache se encuentra en una región agrícola con un uso intensivo de fertilizantes y pesticidas. Además, la cercanía de fuentes de agua utilizadas para riego, como ríos que pueden estar contaminados por actividades industriales o urbanas, puede contribuir a la presencia de metales pesados en los cultivos. Es importante considerar estas posibles fuentes de contaminación al interpretar los resultados obtenidos.

Procedimiento de recolección

Se llevaron a cabo visitas de reconocimiento a las principales tiendas de alimentos en el cantón Mocache. Este reconocimiento se realizó mediante observación y evaluación de la afluencia de clientes. Se seleccionaron las cuatro principales tiendas de alimentos que ofrecían granos de soya a granel, asegurando que los granos provienen directamente de cultivos de la región según entrevistas realizadas con los dueños de las tiendas. Además, se recolectó una muestra directamente de una parcela de cultivo en la región de Mocache, cultivada bajo las mismas condiciones y prácticas agrícolas que las muestras de las tiendas, esta muestra sirve como

muestra testigo para determinar si la contaminación por Cd y Pb ocurre durante el cultivo o en etapas posteriores (comercialización) de la cadena de suministro. La inclusión de esta muestra testigo permite establecer una comparación directa y validar si las muestras recolectadas en las tiendas corresponden al mismo sistema de cultivo. En caso de que las muestras de las tiendas no corresponden al mismo sistema de cultivo que la muestra de la parcela, esta muestra se consideraría una muestra de referencia. Sin embargo, para este estudio, todas las muestras de las tiendas fueron confirmadas que provienen del mismo sistema de cultivo según las entrevistas realizadas donde los comerciantes afirmaron comprar los granos a granel directamente a agricultores de la zona, incluso algunos de ellos tienen sus propios cultivos de soya en la región de estudio.

Según Singer et al. (2007), se recomienda realizar los muestreos de alimentos en triplicado. Por consiguiente, las muestras fueron recolectadas aleatoriamente en tres réplicas ($n=3$), lo que implicó la toma de 15 muestras en total de aproximadamente 1,5 kg cada una. Estas muestras se obtuvieron de cuatro tiendas de alimentos, junto con muestras testigos, identificadas durante los meses de febrero, marzo y abril del año 2023.

Procedimiento de análisis

Después de la recolección de las muestras, los análisis se los llevó a cabo en un laboratorio certificado con el número de acreditación 13-004, cumpliendo con los estándares establecidos por el estándar de calidad mundial para los laboratorios de ensayos y calibraciones ISO/IEC 17025, con el fin de llevar a cabo la cuantificación de Cd y Pb presentes en los granos de soya mediante la técnica de espectrometría de absorción con llama basado en el método “NMLK-AOAC 999.11” (AOAC Int, 2002). Durante el análisis, se aplicó un sistema de corrección de fondo en el equipo de FAAS para eliminar posibles interferencias espectrales y mejorar la precisión de las mediciones. Este sistema garantiza una mayor exactitud en la determinación de los niveles de Cd y Pb en las muestras de soya.

Análisis con el espectrofotómetro de llama

Se eligió el método de espectrofotometría de absorción atómica con llama (FAAS) debido a su alta sensibilidad, precisión y capacidad para detectar bajos niveles de metales pesados en matrices complejas como los granos de soya. Este método es ampliamente reconocido y utilizado en estudios de contaminantes metálicos en alimentos, proporcionando resultados confiables y reproducibles. Para el análisis de las muestras de soya, se utilizó un espectrofotómetro de absorción atómica modelo HGA-500 de Perkin Elmer. El proceso se realizó en las siguientes etapas:

Calibración de los equipos

Se llevó a cabo la preparación de soluciones estándar de Cd y Pb con el propósito de establecer las curvas de calibración, utilizando soluciones concentradas de 100 miligramos por litro (mg/L). Como solución de blanco para las mediciones, se utilizó una solución de ácido nítrico al 1 por ciento en volumen por volumen (v/v). En la figura 2 se evidencia las soluciones de concentración para el Cd y Pb.

Figura 2. Soluciones de concentración para Cd y Pb.

Cd (mg/L)	Pb (mg/L)
0,03	0,25
0,05	0,50
0,10	1,00
0,15	2,00
0,20	3,00

Los límites de detección y cuantificación fueron establecidos, siendo para el Pb 0,005 mg/kg y 0,01 mg/kg, respectivamente, y para el Cd 0,01 mg/kg y 0,02 mg/kg, respectivamente. Se configuró el método utilizando el software del espectrómetro de absorción modelo HGA-500 de Perkin Elmer para examinar los patrones de absorción acuosa en la curva de calibración de las muestras de granos de soya procedentes de las tiendas de alimentos. Posteriormente, se procedió a generar la curva de calibrado del Cd y Pb a través de la lectura de los estándares analizados. Se optaron por longitudes de onda particulares: 283,31 nanómetros (nm) para el Pb y 228,80 nanómetros (nm) para el Cd, basándose en la correspondencia entre estas longitudes de onda y las líneas espectrales que ofrecen los

máximos valores de absorbancia, garantizando así una adecuada sensibilidad y especificidad en las mediciones (Latimer, 2016).

Pretratamiento

Se llevó a cabo un proceso de pretratamiento, el cual incluyó la homogeneización del producto utilizando equipos no contaminantes. Durante este proceso, se verificó la presencia de cualquier pérdida de material, y se aseguró de que el equipo estuviera libre de piezas metálicas, siguiendo el procedimiento descrito en AOAC (AOAC, 2002).

Secado

En un crisol de porcelana se pesó 20 g de la porción de los granos de soya. Luego se secó en el horno de secado a baño maría o en placa caliente a 100°C para determinar si existe riesgo de fuerte ebullición en la etapa de incineración (AOAC, 2002).

Incineración

Las muestras de granos de soya fueron incineradas siguiendo el procedimiento estándar de la AOAC International (AOAC, 2002). Los granos se colocaron en un crisol y se secaron inicialmente a no más de 100°C en un horno programable para eliminar la humedad. La temperatura del horno se incrementó luego a 450°C a una velocidad máxima de 50°C/h, durante 8 horas para asegurar una incineración completa.

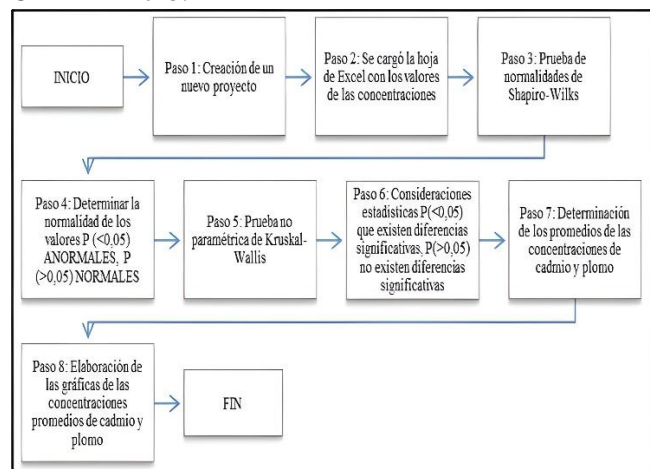
Después de la incineración, las cenizas se humedecieron con 1–3 mL de agua y se evaporaron en un baño de agua o placa caliente. Se añadieron 5 mL de ácido clorhídrico (HCl) (37% p/p) diluido en 1 L de agua para disolver los residuos inorgánicos, seguido de la evaporación del ácido. La solución resultante fue disuelta en 30 mL de ácido nítrico (HNO₃) 0,1M y se permitió reposar durante 1 a 2 horas. Finalmente, la solución resultante se transfirió a una botella de plástico de 30 mL para su análisis posterior, incluyendo dos soluciones blancas con cada lote de muestras para fines de control de calidad y calibración del método. El volumen final utilizado para la determinación por AAF fue de 10 mL, lo cual es importante para verificar los límites de detección y cuantificación.

Este proceso garantiza una incineración completa de las muestras de granos de soya de acuerdo con los estándares de la AOAC International, permitiendo una determinación precisa de Pb u otros contaminantes inorgánicos en los alimentos.

Análisis estadísticos de los datos

Para el análisis de los resultados, se empleó el programa estadístico INFOSTAT. Primero, se verificó la normalidad de los datos utilizando la prueba de Shapiro-Wilk. Esta prueba es adecuada para muestras pequeñas y nos permitió determinar si los datos seguían una distribución normal, posteriormente se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para comparar las concentraciones de Cd y Pb entre las diferentes muestras. Esta prueba es una extensión de la prueba de Mann-Whitney U para más de dos grupos y no asume una distribución específica de los datos (Balzarini et al., 2008). Después, se contrastaron los hallazgos con los límites máximos permitidos establecidos por las normas internacionales Food and Agriculture Organization y Unión Europea, con el fin de identificar posibles riesgos. Estos análisis estadísticos permitieron una evaluación detallada y rigurosa de los datos, garantizando la validez y fiabilidad de los resultados obtenidos. Todo el proceso metodológico se muestra en la figura 3.

Figura 3. Diagrama para el análisis de resultados – UBALAB 2023.

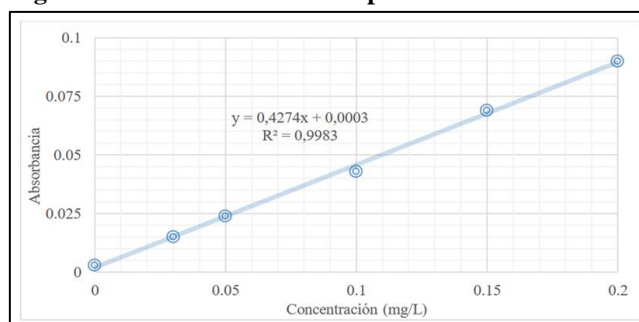


Resultados

Análisis de Cd y Pb

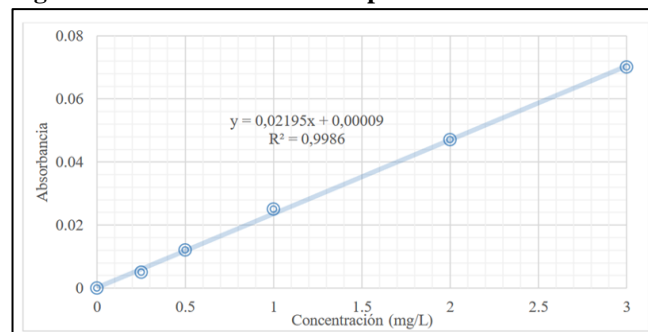
Se generaron curvas de calibración para la cuantificación de Cd, lo que facilitó la medición de las absorbancias correspondientes a las concentraciones. En la figura 4 se evidencia la curva de calibración para el Cd con su respectivo coeficiente de correlación.

Figura 4. Curva de calibración para la detección de Cd.



Se generaron curvas de calibración para la cuantificación de Pb, lo que facilitó la medición de las absorbancias correspondientes a las concentraciones. En la figura 5 se evidencia la curva de calibración para el Pb con su respectivo coeficiente de correlación.

Figura 5. Curva de calibración para la detección de Pb.

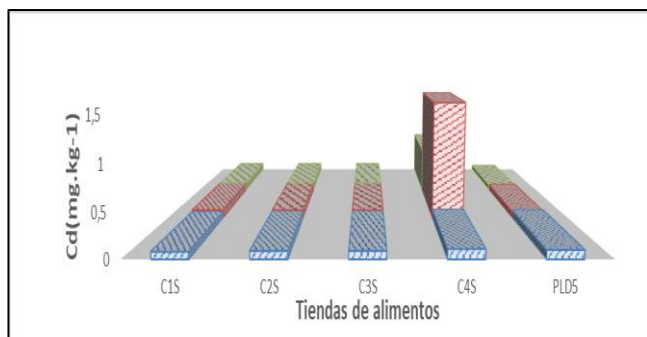


Concentraciones de Cd y Pb

Los resultados obtenidos en cuanto a las concentraciones de Cd procedentes de las tiendas de alimentos de Mocache fueron: $0,09 \pm 0,01$ mg/kg (C1S); $0,10 \pm 0,01$ mg/kg (C2S), $0,10 \pm 0,01$ mg/kg (C3S), $0,73 \pm 0,68$ mg/kg (C4S) y $0,08 \pm 0,03$ mg/kg (PLD5), es importante destacar que la tienda de alimentos C4S tuvo la concentración promedio más elevada en relación a los resultados de las demás tiendas como lo

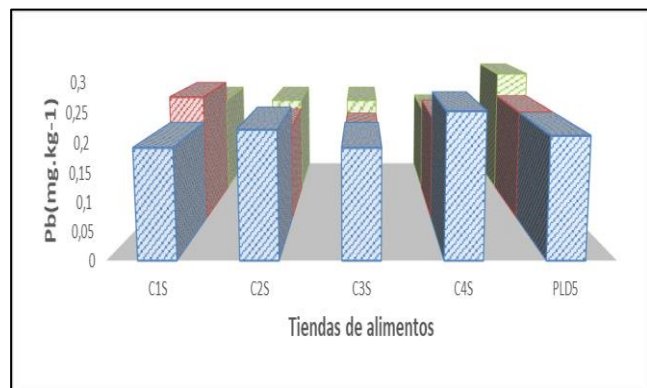
muestra la figura 6. Cabe destacar que las muestras recolectadas en todas las tiendas proceden directamente de los cultivos sin procesamiento alguno.

Figura 6. Niveles de Cd (mg/kg) en granos de soya de tiendas y testigo procedentes del cantón Mocache, Ecuador. Las concentraciones de Cd están representadas por barras de colores acorde al muestreo por triplicado, donde ■ Muestreo 1, ■ Muestreo 2 y ■ Muestreo 3.



Los resultados del laboratorio en cuanto a las concentraciones de Pb provenientes de las tiendas de Mocache fueron: $0,21 \pm 0,03$ mg/kg (C1S), $0,20 \pm 0,02$ mg/kg (C2S), $0,19 \pm 0,02$ mg/kg (C3S), $0,21 \pm 0,04$ mg/kg (C4S) y $0,23 \pm 0,03$ mg/kg (PLD5), es importante destacar que el cultivo (PLD5) tuvo la concentración promedio más elevada en relación a los resultados de las demás tiendas como lo muestra la figura 7, teniendo en cuenta que las muestras recolectadas en las tiendas provienen de los cultivos fuera de algún procesamiento previo como muestra la figura 7.

Figura 7. Concentraciones de Pb (mg/kg) en granos de soya de tiendas y testigo procedentes del cantón Mocache, Ecuador. Las concentraciones de Cd están representadas por barras de colores acorde al muestreo por triplicado, donde ■ Muestreo 1, ■ Muestreo 2 y ■ Muestreo 3.



En la tabla 1 se evidencia las concentraciones de Cd y Pb por cada muestra provenientes de las tiendas de alimentos y muestra testigo.

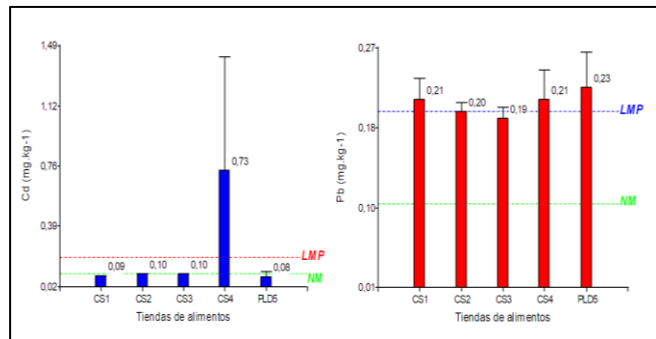
Tabla 1. Concentraciones de Cd y Pb (mg/kg) por cada muestra recolectada

Tiendas de Alimentos	Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)
C1S	0,1	0,19
C1S	0,08	0,23
C1S	0,09	0,21
C2S	0,11	0,22
C2S	0,1	0,18
C2S	0,09	0,21
C3S	0,09	0,21
C3S	0,11	0,17
C3S	0,1	0,2
C4S	0,1	0,24
C4S	1,46	0,22
C4S	0,63	0,18
PLD5	0,05	0,21
PLD5	0,1	0,22
PLD5	0,1	0,26

Análisis estadísticos de los datos

Los resultados muestran que, en promedio, el CS4 presenta la concentración más alta de Cd con 0,73 mg/kg, encontrando un valor atípico en el muestreo de 1,46 mg/kg, este valor pudiera verse influenciado por los procesos de comercialización, ya que en esta tienda los granos que se comercializan proceden de una marca propia del vendedor a comparación del resto de tiendas donde los granos se venden a granel, sin marca alguna, mientras que la muestra testigo (PLD5) registra la concentración más alta de Pb con 0,23 mg/kg, en comparación con otras tiendas, como se observa en la figura 8.

Figura 8. Concentraciones promedio de Cd y Pb de las tiendas de alimentos del cantón Mocache



Según el análisis de la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, se determinó que no hay diferencias estadísticamente significativas ($H=7,88$; $p=0,066$) en las concentraciones de Cd en los granos de soya provenientes de las cuatro tiendas y una parcela de cultivo de Mocache. Los promedios de las concentraciones (C1S) (C2S) (C3S) (PLD5) se sitúan dentro del parámetro establecido en el Codex, el cual especifica un nivel máximo de 0,1 mg/kg. Sin embargo, es importante destacar que los granos de soya proveniente de la tienda (C4S) excede las concentraciones establecidas por este organismo regulador.

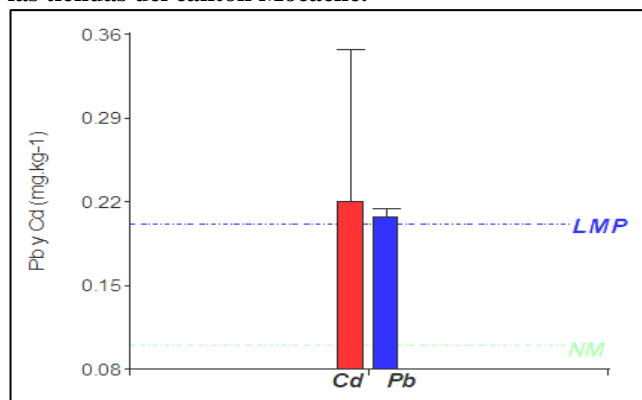
Por otro lado, en relación con el límite máximo permitido establecido por las directrices de la Unión Europea, el cual asciende a 0,2 mg/kg (Food and Agriculture Organization, 2005), las tiendas (C1S) (C2S) (C3S) (PLD5) en el cantón Mocache se encuentran dentro de estos límites. No obstante, se observó que los granos de soya de la tienda (C4S) supera la normativa establecida, lo que indica un riesgo para la salud alimentaria.

Según el análisis de la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, se determinó que no hay diferencias estadísticamente significativas ($H=4,50$; $p=0,33$) en las concentraciones de Pb en los granos de soya procedentes de las 4 tiendas y una parcela de cultivo de Mocache. Los promedios de (C1S)(C2S)(C3S) (C4S)(PLD5) superan los niveles máximos (NM) recomendado establecidos en el Codex Alimentarius, por otra parte, los promedios de (C1S)(C2S)(C4S)(PLD5) exceden el límite máximo establecido por la Unión Europea de 0,20 mg/kg a excepción de CS3 con un valor de 0,19 mg/kg

encontrándose por debajo del límite establecido, exponiendo que existen riesgo y contaminación en los granos de soya que son comercializados en el cantón Mocache.

Los hallazgos de la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis afirman que no hay diferencias significativas entre las tiendas evaluadas. Los valores medios totales para el Cd y el Pb fueron $0,22 \pm 0,37$ mg/kg y $0,21 \pm 0,03$ mg/kg, respectivamente, lo cual indica la presencia de riesgo y contaminación de Cd y Pb en los granos de soya, como se observa en la figura 9.

Figura 9. Comparativa de los promedios de Cd y Pb de las tiendas del cantón Mocache.



Discusión de resultados

El análisis de la prueba estadística no paramétrica demostró que existe contaminación y riesgos en los granos de soya por metales tóxicos (Cd y Pb) estableciendo valores de $0,22 \pm 0,37$ mg/kg y $0,21 \pm 0,003$ respectivamente, esto puede verse influenciado al uso excesivo de agroquímicos y quemas de desechos (Calle, 2021). Por otra parte existen investigaciones en otros países sobre la presencia de Cd y Pb en granos de soya, los cuales presentan datos similares a los resultados de la presente investigación, según Zhao et al., (2014) en su investigación realizada en China se encontró concentraciones de Cd 0,34 a 2,83 mg/kg para Pb de 42 a 88mg/kg, además Corguinha et al., (2015) en su investigación realizada en Brasil determinó que contenía valores de Cd de $0,11 \pm 0,07$ mg/kg y de Pb 11 ± 1 mg/kg, finalmente Barragan et al (2022) en su investigación realizada en Ecuador determino valores de Cd y Pb de $0,04 \pm 0,03$ mg/kg y $1,01 \pm 0,91$ mg/kg respectivamente, lo cual demuestra la

grave crisis a nivel mundial que enfrenta la soya por la presencia de metales tóxicos en los alimentos que afecta de manera directa a la soberanía alimentaria de los países.

Tanto las muestras de las tiendas como la muestra testigo presentan niveles elevados de Cd y Pb, los promedios superaron los límites establecidos por normativas internacionales. Aunque no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las muestras de las tiendas y la muestra testigo, esto sugiere que la contaminación de los granos de soya se da en la etapa de cultivo, esta podría ser causada por el uso de agua de riego contaminada, la presencia de metales pesados en el suelo, uso excesivo de agroquímicos o la cercanía a fuentes de contaminación industrial, además se sugiere que los procesos de almacenamiento de soya en las tiendas también podrían contribuir a la contaminación (Singh et al., 2010). Esto resalta la importancia de controlar la calidad no solo en la producción agrícola sino también en toda la cadena de suministro hasta el consumidor final.

Conclusiones

Los resultados adquiridos mediante la medición de Cd y Pb utilizando la espectrometría de absorción atómica con llama, se obtuvieron siguiendo el procedimiento de laboratorio "NMLK-AOAC 999.11" y en conformidad con la normativa ISO/IEC 17025, se llegó a la conclusión de que, en el caso del Cd, el comercial 4 (CS4) de soya presentó un promedio de 0,73 mg/kg, mientras que en el caso del Pb, las tiendas 1, 4 y 5 (CS1, CS4, PLD5) mostraron promedios de 0,21 mg/kg, 0,21 mg/kg y 0,23 mg/kg, respectivamente. Estas cifras superaron los límites máximos establecidos tanto por la Food and Agriculture Organization (Cd=0,10 mg/kg) (Pb=0,10 mg/kg) como por la Unión Europea (Cd=0,20 mg/kg) (Pb=0,20 mg/kg). Estos hallazgos indican la presencia de contaminación y representan un riesgo significativo para la seguridad alimentaria en el cantón.

El estudio subraya la importancia crítica del monitoreo de metales pesados en alimentos para garantizar la seguridad alimentaria. La presencia de Cd y Pb en niveles elevados en los granos de soya representa un riesgo significativo para la salud pública, ya que estos metales pueden causar una variedad de

problemas de salud, incluyendo daños renales, enfermedades óseas y trastornos neurológicos. Este riesgo pone en entredicho la seguridad alimentaria en la región, afectando la disponibilidad de alimentos seguros para la población local. La seguridad alimentaria de la región se ve comprometida debido a la contaminación de los cultivos de soya, un alimento esencial en la dieta local. La soberanía alimentaria, entendida como el derecho de los pueblos a definir sus propias políticas agrícolas y alimentarias, también se ve afectada, ya que la contaminación limita la capacidad de la comunidad para producir alimentos seguros y sostenibles.

Considerando estos resultados es esencial implementar estrategias para mitigar los riesgos y garantizar la seguridad y soberanía alimentaria, se recomienda implementar programas regulares de monitoreo de metales pesados en cultivos, usar agua de riego limpia y técnicas de cultivo seguras, y asegurar controles de calidad desde la producción hasta la comercialización. Además, es esencial desarrollar y aplicar políticas estrictas para controlar la contaminación, y realizar estudios adicionales para identificar y mitigar fuentes de contaminación. La implementación de estas recomendaciones puede ayudar a mitigar los riesgos, garantizar la seguridad alimentaria y preservar la soberanía alimentaria de la región. La colaboración de todos los interesados es esencial para crear un entorno seguro y saludable para la producción y consumo de alimentos.

Es fundamental realizar estudios adicionales que permitan determinar si la comunidad en estudio es abastecida únicamente con granos cultivados localmente. Esto resalta la importancia del presente estudio, ya que la contaminación por metales pesados como el cadmio y el plomo podría comprometer la seguridad alimentaria en la región. Un desabastecimiento de alimentos seguros debido a la contaminación afectaría directamente la disponibilidad de productos en la comunidad, poniendo en riesgo la salud pública. Además, se recomienda dar seguimiento a estudios que identifiquen la causa raíz de la contaminación por metales pesados en los cultivos. Comprender las fuentes específicas de esta contaminación es crucial para implementar estrategias efectivas que reduzcan la presencia de estos metales y

promuevan un entorno más seguro para la producción de alimentos en el cantón Mocache.

Agradecimientos

Al grupo de investigadores de la Universidad Técnica Estatal de Quevedo por el apoyo dado en cada fase de la presente investigación

Financiamiento

Financiamiento propio del equipo de investigación.

Conflicto de interés

Los autores declaran no tener ningún tipo de conflicto de interés que pudiera haber influido en esta investigación.

Como citar este documento

Barragán Monrroy, R.J., Constantine Macias, M.A., González Osorio, B.B., Mecías Herrera, N., Sabando Cedeño, C.M. (2024). Presencia de metales tóxicos en soya (*Glycine max* L) procedentes del cantón Mocache, Ecuador. *Agua, Saneamiento & Ambiente*, 19(1), 1-11. <https://doi.org/10.36829/08ASA.v19i1.1696>

Consentimiento informado

No aplica.

Contribuciones de autor

Elaboración y revisión del manuscrito, desarrollo o diseño de metodología, y análisis estadísticos, responsabilidad de liderazgo para la planificación y ejecución de la actividad de investigación: R.J.B.M.

Conceptualización, trabajo de campo, trabajo de laboratorio, tabulación, análisis y escritura: M.A.C.M. Interpretación de los resultados de laboratorio, redacción de los resultados con fundamento científico: B.B.G.O.

Encargado de la redacción y revisión del artículo y validar los análisis estadísticos: N.M.H.

Encargado de verificar que el artículo cumpla con todas las normas de la revista, encargada de la redacción y revisión del artículo: C.M.S.C.

Declaración de disponibilidad de datos del estudio.

Imágenes fueron descargadas de <http://www.geograficomilitar.gob.ec/>

Referencias

- Al-Saleh, I., Al-Rouqi, R., Elkhatib, R., Abduljabbar, M., & Al-Rajudi, T. (2017). Risk assessment of environmental exposure to heavy metals in mothers and their respective infants. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 220(8), 1252–1278. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2017.07.010>
- Antisari, L. V., Orsini, F., Marchetti, L., Vianello, G., & Gianquinto, G. (2015). Heavy metal accumulation in vegetables grown in urban gardens. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(1), 1139–1147. <https://doi.org/10.1007/S13593-015-0308-Z>
- Al-Saleh, I., Al-Rouqi, R., Elkhatib, R., Abduljabbar, M., & Al-Rajudi, T. (2017). Risk assessment of environmental exposure to heavy metals in mothers and their respective infants. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 220(8), 1252–1278. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2017.07.010>
- Antisari, L. V., Orsini, F., Marchetti, L., Vianello, G., & Gianquinto, G. (2015). Heavy metal accumulation in vegetables grown in urban gardens. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(1), 1139–1147. <https://doi.org/10.1007/S13593-015-0308-Z>
- AOAC Int, J. (2002). *AOAC Official Method 999.11 Determination of lead, cadmium, copper, iron, and zinc in foods atomic absorption spectrophotometry after dry ashing first action 1999 NMLK–AOAC Method*. <https://img.21food.cn/img/biaozhun/20100108/177/11285281.pdf>
- Apraez, O. (2023). *Estudio sobre la prevalencia de metales pesados cadmio (Cd) y plomo (Pb) en arroz (Oriza sativa L.)*. [Tesis para optar el título profesional de Químico de Alimentos, Universidad Central del Ecuador]. Repositorio Institucional de la Universidad Central del Ecuador. <http://www.dspace.uce.edu.ec/handle/25000/30253>
- Balzarini, M., Gonzáles, L., Tablada, M., Casanoves, F., Di Rienzo, J., & Robledo, C. (2008). *InfoStat, versión 2008. Manual del Usuario (1.ª ed.)*. Universidad Nacional de Córdoba.

- <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/10346>
- Barragan, R. J., Bravo, L. R., & Torres, J. C. (2022). Cuantificación de cadmio y plomo en granos de soja (*Glycine Max*) comercializados en el cantón Quevedo, Ecuador. *Revista Bases de La Ciencia*, 7(1), 37–50.
<https://doi.org/10.33936/revbasdelaciencia.v7i3.4242>
- Calle, A. (2021). *Contaminación por agroquímicos y acumulación de cadmio y plomo en suelos dedicados a la producción de cacao del sector la isla recinto la resistencia en el cantón coronel Marcelino Maridueña*. [Tesis de maestría para optar el grado de Magister en Gestión Ambiental, Universidad Técnica Estatal de Quevedo]. Repositorio Institucional de la Universidad Técnica Estatal de Quevedo.
<https://repositorio.uteq.edu.ec/handle/43000/6393>
- Corguinha, A. P. B., Souza, G. A. de, Gonçalves, V. C., Carvalho, C. de A., Lima, W. E. A. de, Martins, F. A. D., Yamanaka, C. H., Francisco, E. A. B., & Guilherme, L. R. G. (2015). Assessing arsenic, cadmium, and lead contents in major crops in Brazil for food safety purposes. *Journal of Food Composition and Analysis*, 37(1), 143–150.
<https://doi.org/10.1016/J.JFCA.2014.08.004>
- Chacón, S. (2019). *Efecto de cuatro concentraciones de plomo sobre el crecimiento e índice de tolerancia de plántulas in vitro de papa*. [Tesis para optar el título profesional de Ingeniero Ambiental, Universidad Nacional de Cajamarca]. Repositorio Institucional de la Universidad Nacional de Cajamarca.
<http://hdl.handle.net/20.500.14074/3569>
- Food and Agriculture Organization. (2005). *Norma General Del para los contaminantes y las toxinas presentes en los alimentos y piensos*. (Codex Stan 193-1995).
https://www.fao.org/fileadmin/user_upload/live/stockgov/documents/CXS_193s.pdf
- INEC-ESPAC, & MGA. (2022). *Información Productiva Territorial*.
<https://fliphtml5.com/es/ijia/xnxn/basic>
- Latimer, G. (Ed.) (2016). *Official methods of analysis of AOAC international*. (20th ed.). George Latimer.
- Luch, A. (Ed.) (2012). *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology* (Vol.3). Andreas Luch. <https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4>
- Painii, V., Santillán, O., Barcos, M., Portalanza, D., Durigon, A., & Garcés, F. (2020). Towards indicators of sustainable development for soybeans productive units: a multicriteria perspective for the Ecuadorian coast. *Ecological Indicators*, 119(1), p106800.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106800>
- Rai, P. K., Lee, S. S., Zhang, M., Tsang, Y. F., & Kim, K. H. (2019). Heavy metals in food crops: Health risks, fate, mechanisms, and management. *Environment International*, 125(1), 365–385.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.01.067>
- Ruiz, M. (2022). *Consumo de papa e ingesta mensual tolerable provisional de cadmio en los habitantes de Lima Centro*. [Tesis para optar el título profesional de Maestra en Nutrición y Dietética, Universidad Femenina del Sagrado Corazón]. Repositorio Institucional de la Universidad Femenina del Sagrado Corazón.
<http://hdl.handle.net/20.500.11955/951>
- Singer, J. M., Pedroso-de-Lima, A. C., Tanaka, N. I., & González-López, V. A. (2007). To triplicate or not to triplicate?. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 86(1), 82–85.
<https://doi.org/10.1016/j.chemolab.2006.08.008>
- Singh, A., Sharma, R. K., Agrawal, M., & Marshall, F. M. (2010). Health risk assessment of heavy metals via dietary intake of foodstuffs from the wastewater irrigated site of a dry tropical area of India. *Food and Chemical Toxicology*, 48(2), 611–619.
<https://doi.org/10.1016/j.fct.2009.11.041>
- Villanueva, P., & Romero, C. V. (2020). *Determinación de la alteración de plomo en sangre y su relación con los valores de hemoglobina y hematocrito en niños y adolescentes de 10 -15 años del asentamiento humano Virgen De Guadalupe del distrito de mi Perú-Callao en los meses de julio - setiembre*. [Tesis para optar el título profesional de Químico Farmacéutico, Universidad Norbert Wiener]. Repositorio Institucional de la Universidad Norbert Wiener.
<https://hdl.handle.net/20.500.13053/4361>

- Zhang, T., Xu, W., Lin, X., Yan, H., Ma, M., & He, Z. (2019). Assessment of heavy metals pollution of soybean grains in North Anhui of China. *Science of the Total Environment*, 646(1), 914–922.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.335>
- Zhao, Y., Fang, X., Mu, Y., Cheng, Y., Ma, Q., Nian, H., & Yang, C. (2014). Metal pollution (Cd, Pb, Zn, and As) in Agricultural Soils and Soybean, *Glycine max*, in Southern China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 92(1), 427–432.
<https://doi.org/10.1007/S00128-014-1218-5>

Artículo Científico / Scientific Article

Evaluación de eficiencia de remoción de coliformes fecales con compuestos de cloro en aguas residuales tratadas

Evaluation of the removal efficiency of fecal coliforms with chlorine compounds in treated wastewater

Elsy Zamora Urcina¹ , Zenón Much Santos¹

¹Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos, Facultad de Ingeniería, Universidad de San Carlos de Guatemala

Dirección para recibir correspondencia: elsyzam2@gmail.com

Recibido: 10/04/2024

Revisión: 09/10/2024

Aceptado: 28/10/2024

Resumen

Se investigó la eficiencia de remoción de coliformes fecales al desinfectar aguas residuales tratadas con hipoclorito de calcio granulado [$\text{Ca}(\text{ClO})_2$] e hipoclorito de sodio (NaClO). El objetivo fue comparar e identificar el compuesto de cloro más eficiente al menor costo. Se tomaron siete muestras de agua en diferentes días y fuentes, determinando los coliformes fecales iniciales. Luego, cada muestra se dividió para desinfectar con $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ e NaClO a dosis de 10, 15 y 20 mg/L. Se utilizó un periodo de contacto de 30 minutos y se añadió tiosulfato de sodio para inhibir la acción del cloro. Se realizó el análisis de coliformes fecales por el método de tubos de fermentación por diluciones múltiples. Los resultados muestran que estadísticamente no hay diferencia significativa entre las eficiencias obtenidas para los tratamientos aplicados. Esto sugiere que ambos compuestos, $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ e NaClO , son opciones viables para desinfectar aguas residuales, con eficiencias de remoción superiores al 99% para todos los tratamientos. Sin embargo, se concluyó que para desinfectar caudales de hasta 5 L/s, el tratamiento más eficiente y económico es el $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ con dosis de 10 mg/L. Dicho tratamiento cumple en un 95% el parámetro de coliformes fecales según el acuerdo gubernativo 236-2006 y tiene un costo de Q.0.84/m³ tratado. El NaClO requiere una dosis de 15 mg/L para alcanzar el mismo porcentaje de cumplimiento y el costo es de Q.1.00/m³.

Palabras claves: Agua residual tratada, desinfección, cloración, hipoclorito de calcio, hipoclorito de sodio.

Abstract

The removal efficiency of fecal coliforms was investigated when disinfecting wastewater treated with granulated calcium hypochlorite [$\text{Ca}(\text{ClO})_2$] and sodium hypochlorite (NaClO). The objective was to compare and identify the most efficient chlorine compound. Seven water samples were taken on different days and sources, determining the initial fecal coliforms. Then, each sample was divided to disinfect with $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ and NaClO at doses of 10, 15 and 20 mg/L. A contact time of 30 minutes was used, and sodium thiosulfate was added to inhibit the action of chlorine. Fecal coliform analysis was performed by the Multiple-Tube Fermentation Technique. The results show that there is no statistically significant difference between the efficiencies obtained for the applied treatments. This suggests that both $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ and NaClO are viable options for disinfecting wastewater, with removal efficiencies greater than 99% for all treatments. However, it was concluded that to disinfect flow of up to 5 L/s, the most efficient and economical treatment is $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ with a dose of 10 mg/L. This treatment meets 95% of the fecal coliform parameter according to government agreement 236-2006 and has a cost of Q.0.84/m³ treated. NaClO requires a dose of 15 mg/L to achieve the same percentage of compliance, and the cost is Q.1.00/m³.

Key words: Treated wastewater, disinfection, chlorination, calcium hypochlorite, sodium hypochlorite.



Introducción

El crecimiento de la población mundial ha implicado un aumento en la generación de aguas residuales de origen doméstico, industrial, agrícola, entre otros. Muchas veces, esas aguas, son dispuestas en el ambiente sin el tratamiento adecuado. Esto ha ocasionado afectación en los ecosistemas, así como la salud de las personas por la ingesta o uso de agua contaminada por agentes microbiológicos (Pelczar, Reid, & Chan, 1982).

La desinfección es una etapa fundamental en el tratamiento de las aguas residuales para la remoción de agentes microbiológicos. Habiendo tantas alternativas de desinfección, es necesario seleccionar la más adecuada según la calidad del agua a tratar y la disponibilidad de recursos económicos.

Almazán y Medrano (2015) expresan que el cloro es el desinfectante más utilizado a nivel mundial tanto en los sistemas de agua potable como residuales. Por ello, el objetivo de esta investigación fue identificar el compuesto de cloro más eficiente para la remoción de coliformes fecales en aguas residuales tratadas.

El hipoclorito de calcio y el hipoclorito de sodio, al entrar en contacto con agua, reaccionan como se muestra en la ecuación 1 y 2 respectivamente.

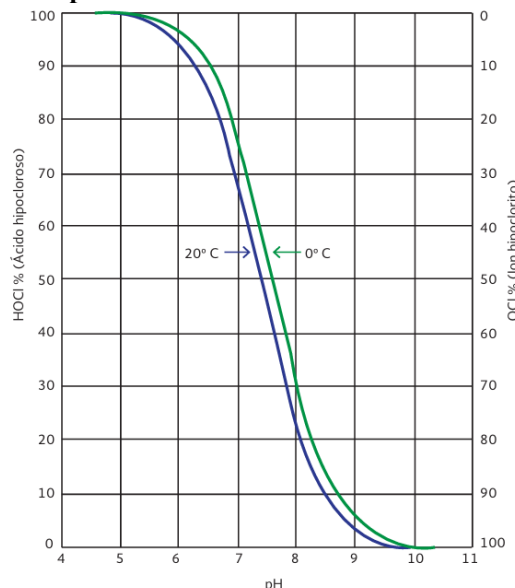


Ambos compuestos producen ácido hipocloroso (HOCL), el cual, se disocia para producir ion hidronio (H^+) e ion hipoclorito (OCl^-) (ver ecuación 3).



A pH entre 6.5 y 8.5, el HOCl no se disocia completamente y coexiste con el OCl^- (ver figura 1). Ambas fracciones son desinfectantes pero el HOCl tiene mayor eficiencia de desinfección que el OCl^- , por esta razón, se prefiere la cloración a pH's ácidos.

Figura 1. Distribución del HOCl y del OCl^- a diferentes valores de pH.



Fuente: Tomado de “Desinfección para sistemas de agua potable y saneamiento”, Almazán y Medrano, 2015.

Antecedentes

Sigüí (2022) concluye que, la cloración es una excelente alternativa para efluentes bien nitrificados y periodos largos de tiempo de contacto. También indica que es importante demostrar en qué casos la cloración es efectiva y económicamente viable (inversión en infraestructura, operación y mantenimiento). Así, la alternativa de desinfección seleccionada será la más idónea en cada proyecto a ejecutar.

Pilco (2023) determinó las mejores dosis de $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ para disminuir la contaminación del efluente de la PTAR “El Artezón” del Cantón Pillaro en Ecuador. La PTAR donde se realizó el estudio se compone de un reactor anaerobio de flujo ascendente seguido de un filtro anaerobio de flujo ascendente. Los resultados fueron de 10.59 mg/L y 15 mg/L, las cuales presentaron eficiencias de remoción de coliformes fecales de 91.19% y 92.15%.

Ávila y Fajardo (2020) compararon $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ al 73% con NaClO al 10% como desinfectantes del efluente de un sistema lagunar de tratamiento de aguas residuales. Los resultados mostraron que ambos tratamientos fueron óptimos en la remoción de coliformes fecales. Sin embargo, el $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ esterilizó 0.2 NMP/100 mL más que el NaClO.

Pérez (2017) realizó la comparación económica de la utilización de $\text{Ca}(\text{ClO})_2$, NaClO y Cloro Gaseoso como desinfectantes en agua potable. Encontró que para mantener una concentración de 1 mg/L de cloro en caudales menores a 7.89 L/s el compuesto más económico es el NaClO . Para caudales mayores, el cloro gaseoso es la opción más económica.

Reyes (2016) evaluó la eficiencia de remoción de coliformes fecales con cloro gas en los efluentes de dos PTAR de Durango, México. La eficiencia de remoción de coliformes fecales se determinó llevando a cabo un balance general a la entrada y salida. Los resultados fueron de 99.9999% en las dos plantas, excepto en otoño (99.9905%) y en invierno (99.9974%) en la planta oriente. Esto debido a una mala dosificación y a problemas de operación en la planta.

Reyes (2010) investigó el efecto de concentraciones de 8, 20 y 30 mg/L de NaClO sobre bacterias aisladas provenientes de agua tratada. Utilizó tiempos de contacto de 20 y 30 minutos. Los valores medios de porcentajes de remoción de *E. coli* para las tres concentraciones a 20 minutos son las siguientes respectivamente: 54.82%, 55.76% y 75.08%. Los resultados para 30 minutos como tiempo de contacto fueron: 75.56%, 77.51% y 87.40%.

Otros autores han realizado comparaciones de otros métodos de desinfección en aguas residuales tratadas. Solano (2015) comparó NaClO con Yodo. Gordillo (2013) evaluó dióxido de cloro estabilizado con Ozono y UV/Peróxido. Arana y Mancero (2022) analizaron pastillas de cloro y ácido peracético.

Materiales y método

En la presente investigación se adoptó el enfoque cuantitativo con un diseño del tipo experimental, por la manipulación deliberada de variables. Dichas variables son: tipo de desinfectante, dosis de cloro y tiempo de contacto. Se observó su efecto en la remoción de coliformes fecales en aguas residuales, recolectada de diferentes efluentes de plantas de tratamiento en ciudad de Guatemala.

Sitios de muestreo.

Se eligieron plantas de tratamiento de aguas residuales de origen doméstico de dos residenciales de la ciudad de Guatemala. Residencial Aurora II de zona 13 y Residencial Hacienda Real de zona 16. La PTAR de Aurora II es una planta piloto de la Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos (ERIS), que cuenta con diferentes sistemas de tratamiento. Los que se consideraron fueron la laguna facultativa primaria a escala piloto y el sistema de 3 filtros percoladores en serie, seguido de un sedimentador secundario. Las dos PTAR de la residencial Hacienda Real están compuestas por un reactor anaerobio de flujo ascendente, un filtro percolador y un clarificador final. Estas últimas son operadas por EMPAGUA.

Muestra.

Para calcular la muestra, se siguió el proceso del diseño experimental por bloques con dos factores; del cual resultaron 6 combinaciones de tratamientos para cada bloque:

- Factor 1: Tipo de Desinfectante (2 niveles):
 - Hipoclorito de calcio $\text{Ca}(\text{ClO})_2$
 - Hipoclorito de sodio NaClO
- Factor 2: Concentración del Desinfectante (3 niveles): 10, 15 y 20 mg/L.

Un bloque es una muestra de agua residual, a la cual se le midió inicialmente la cantidad de coliformes fecales presentes. Luego se sometió a cada uno de los tratamientos con un tiempo de contacto de 30 minutos. Posteriormente se obtuvo una lectura inicial y final de coliformes fecales y se evaluó el porcentaje de remoción de este parámetro.

Cada bloque representa una muestra de días distintos y de diferentes fuentes, con la finalidad de evaluar los desinfectantes bajo condiciones diferentes de contaminación.

Para calcular el número de réplicas (bloques) se empleó el análisis de varianza para medias utilizando la calculadora de tamaño muestral GRANMO (2024), con los siguientes datos:

- Nivel de significancia (α) = 0.05
- Tipo de contraste = “unilateral”
- Control del error tipo II, aceptar H_0 falso (β) = 0.20
- Poder de la prueba (P) = $1 - \beta = 0.80$
- Número de tratamientos (K) = 6
- Límite de error (e) = Se asumió un error máximo correspondiente a dos veces la desviación estándar de la respuesta (relación $S/e = 0.5$)

El resultado de esta prueba es que se precisan 7 réplicas (bloques) en cada tratamiento para detectar una diferencia mínima de 2 desviaciones estándar entre 6 tratamientos.

La Tabla 1 describe los bloques y los tratamientos a los que fue sometido cada uno de los bloques, teniendo en consideración que:

B= Bloque
 MST= Muestra sin tratamiento
 T= Tipo de Desinfectante
 D= Dosis

Tabla 1. Descripción de tratamientos por cada réplica (Bloque)

Bloque	Muestra	Tratamientos					
		1	2	3	4	5	6
B-1	MST ₁	T ₁ D ₁	T ₁ D ₂	T ₁ D ₃	T ₂ D ₁	T ₂ D ₂	T ₂ D ₃
B-2	MST ₂	T ₁ D ₁	T ₁ D ₂	T ₁ D ₃	T ₂ D ₁	T ₂ D ₂	T ₂ D ₃
B-3	MST ₃	T ₁ D ₁	T ₁ D ₂	T ₁ D ₃	T ₂ D ₁	T ₂ D ₂	T ₂ D ₃
B-4	MST ₄	T ₁ D ₁	T ₁ D ₂	T ₁ D ₃	T ₂ D ₁	T ₂ D ₂	T ₂ D ₃
B-5	MST ₅	T ₁ D ₁	T ₁ D ₂	T ₁ D ₃	T ₂ D ₁	T ₂ D ₂	T ₂ D ₃
B-6	MST ₆	T ₁ D ₁	T ₁ D ₂	T ₁ D ₃	T ₂ D ₁	T ₂ D ₂	T ₂ D ₃
B-7	MST ₇	T ₁ D ₁	T ₁ D ₂	T ₁ D ₃	T ₂ D ₁	T ₂ D ₂	T ₂ D ₃

Cada tratamiento se realizó por triplicado, por lo cual constan de un total de 21 análisis de coliformes fecales. Para el $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ y NaClO , ambos con dosis de 10 mg/L, se realizó un muestreo adicional (muestra triplicada). Por ello, estos dos tratamientos tienen un total de 24 análisis de coliformes fecales.

Muestreo.

Los bloques (muestras de agua residual) se recolectaron como se indican en la Tabla 2:

Tabla 2. Sitios de recolección de muestra por cada bloque

Bloque	Fecha	Sitio de recolección
B-1	06/02/2024	Efluente laguna facultativa PTAR Aurora II
B-P*	13/02/2024	Efluente laguna facultativa PTAR Aurora II
B-2	19/02/2024	Efluente laguna facultativa PTAR Aurora II
B-3	04/03/2024	Efluente laguna facultativa PTAR Aurora II
B-4	11/03/2024	Efluente laguna facultativa PTAR Aurora II
B-5	09/04/2024	Efluente sedimentador secundario PTAR Aurora II
B-6	16/04/2024	Efluente clarificador PTAR Hacienda Real I
B-7	07/05/2024	Efluente filtro percolador PTAR Hacienda Real III

* En este muestreo, no se realizaron los análisis para todos los tratamientos, por problemas técnicos. Debido a esto, únicamente se realizaron 7 análisis de coliformes fecales, los cuales correspondieron a la muestra de agua sin tratamiento y a dos tratamientos, $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ con dosis de 10 mg/L y NaClO también con dosis de 10 mg/L ambos por triplicado.

En cada muestreo se recolectó 2.5 galones de agua residual de los efluentes indicados en la tabla anterior.

Inmediatamente después de recolectadas las muestras, se trasladaron al Laboratorio Unificado de Química y Microbiología Sanitaria “Dra. Alba Tabarini Molina” de EMPAGUA-ERIS. Este se ubica en el edificio T-5 de la Universidad de San Carlos de Guatemala.

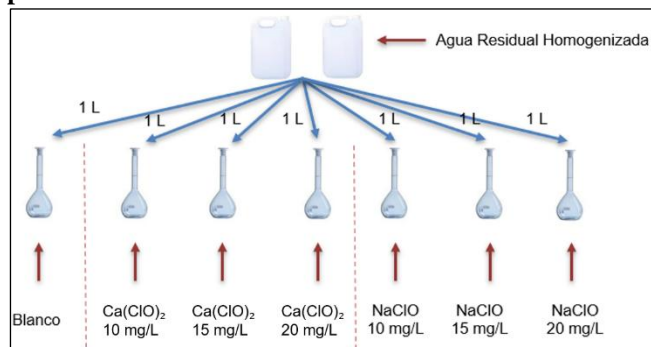
Preparación de tratamientos de desinfección.

Se homogenizó la muestra de agua recolectada para asegurar que los tratamientos fueran aplicados a una calidad de agua uniforme. Se le midió pH, Temperatura y Turbiedad.

Para dividir la muestra homogenizada, se vertió 1 litro de muestra a un total de 7 balones aforados con tapón de 2 litros cada uno (ver figura 2).

Cada balón aforado representa un tratamiento de cloración. Adicionalmente, hay 1 balón con agua sin ningún tratamiento. Con base al tratamiento correspondiente, se le agregó el volumen de hipoclorito de sodio o de calcio necesario en cada caso (ver figura 2).

Figura 2. Diagrama de incorporación de desinfectantes por tratamiento



Después de añadir el desinfectante se agitó vigorosamente el balón aforado tapado durante 1 minuto y luego se dejó reposar cada balón durante 30 minutos. Transcurrido este tiempo, se aplicó a cada balón una gota de tiosulfato de sodio al 10% por cada 100 mL de agua residual desinfectada.

Ya que se debían analizar tres muestras por cada tratamiento, dos de estas muestras se procesaron en laboratorios privados. La tercera se analizó por la investigadora en el Laboratorio Unificado de Química y Microbiología Sanitaria “Dra. Alba Tabarini Molina” de EMPAGUA-ERIS.

Determinación de Coliformes Fecales

La detección de coliformes fecales se realizó por el método de tubos de fermentación por diluciones múltiples. Este método cuenta con una etapa presuntiva y una confirmativa.

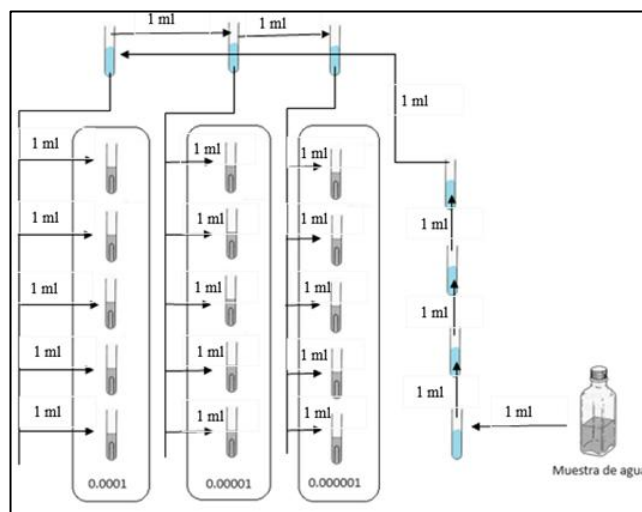
En la etapa presuntiva, se utilizó el producto “Difco Lactose Broth” y en la etapa confirmativa “Difco EC Medium” como medios de cultivo. Se dispuso 9 mL del medio en tubos de ensayo con un tubo durham invertido en su interior. Luego se llevaron al autoclave a 121°C durante 15 minutos para esterilizarlos.

Para la etapa presuntiva, se utilizó 3 series de 5 tubos. En cada serie, se sembró un determinado volumen de muestra de agua (mediante diluciones) según el valor esperado de coliformes fecales (considerando las características del agua).

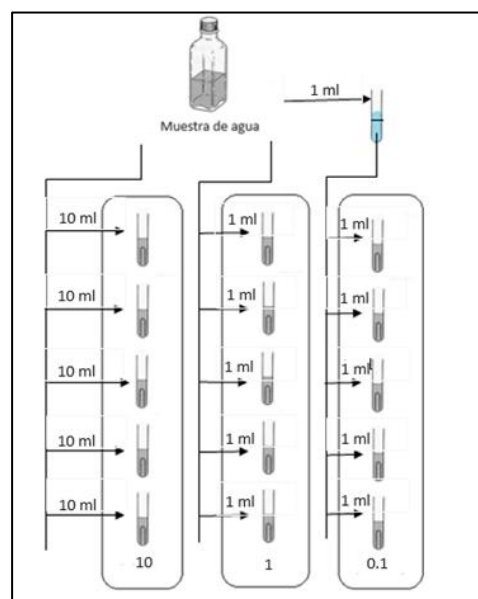
En la mayoría de los análisis realizados, se utilizaron las diluciones de la siguiente manera: Para la muestra sin tratamiento 0.00001-0.000001-0.0000001 mL (ver figura 3a). Para las muestras de agua con los diferentes tratamientos de desinfección 10-1-0.1 mL (ver figura 3b). En algunos análisis se decidió realizar una o dos diluciones adicionales, esperando la presencia de mayor NMP de Coliformes Fecales.

Figura 3. Esquema de diluciones y siembra de bacterias en tubos de fermentación (etapa presuntiva).

a. Muestra de agua sin tratamiento



b. Muestra de agua con tratamiento

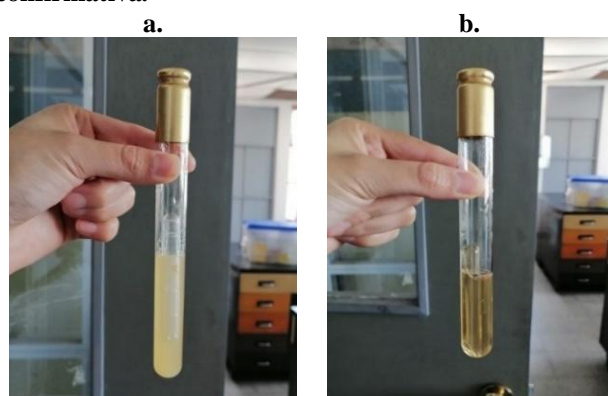


Los tubos sembrados se dejaron en una incubadora a 35° C por 48 horas. Posteriormente, se realizó la lectura de los tubos positivos.

Para la etapa confirmativa, se extrajo muestra de agua del tubo positivo en la etapa presuntiva y se sembró en el medio de cultivo de la etapa confirmativa. Estos se dejaron en una incubadora a 45°C por 24 horas. Transcurrido este tiempo, se procedió a la interpretación.

Se consideran resultados positivos los que presentan formación de gas en su interior (ver figura 4a). Los resultados negativos no presentan formación de gas (ver figura 4b).

Figura 4. Tubo positivo y negativo resultante de prueba confirmativa.



Instrumentos y técnicas de obtención de información.

El equipo de laboratorio utilizado fue el siguiente; a) Gradillas metálicas para tubos de ensayo. b) Tubos de cultivo o de ensayo de 22 mm x 175 mm (para la fase presuntiva). c) Tubos de cultivo o de ensayo de 18 mm x 150 mm (para la fase confirmativa). d) Tubos Durham. e) Pipetas de 10 mL y de 1 mL estériles. f) Mechero. g) Asa de inoculación. h) Autoclave. i) Incubadora de 35 °C. j) Incubadora de baño maría a 44 °C. También se utilizaron los siguientes instrumentos: k) Medidor portátil de temperatura y pH/EC/TDS marca HANNA HI 9813-6. l) Turbidímetro de lámpara de tungsteno TL2300, EPA, 0-4000 NTU marca HACH.

El análisis de coliformes fecales se realizó conforme a lo establecido en el *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 24 edición,

apartado 9221 B. Técnica estándar de fermentación de coliformes totales, C. Estimación de densidad de bacterias, y E. Procedimiento de Coliforme Termotolerante (Fecal).

Procesamiento de Datos y Análisis Estadístico

Previo al análisis estadístico definitivo, se realizó un análisis exploratorio de los datos. Este reveló la existencia de dos datos fuera de rango (“outliers”) para el tratamiento de $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ a 15 mg/L. Se realizó la prueba de Grubbs y los dos valores (86.6666666666667) estuvieron significativamente fuera de rango ($p < 0.05$).

Estos dos datos se excluyeron del análisis definitivo. Para mantener el diseño balanceado se realizó un procedimiento de imputación simple, sustituyéndolos por el promedio de los datos del tratamiento de $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ a 15 mg/L.

Para todas las combinaciones de tratamientos (compuesto y dosis), se estimaron los estadísticos descriptivos de “media” y “desviación estándar” con el programa Minitab.

Se hizo una prueba de normalidad de la totalidad de los datos por medio del test de Kolmogorov-Smirnov. Este indicó que se alejan significativamente de la distribución normal ($p < 0.01$).

De igual forma, se hizo la prueba para cada tratamiento individualmente, por medio del test de Ryan-Joiner (equivalente al de Shapiro-Wilks). Este indicó que todos se alejan significativamente de la distribución normal ($p < 0.01$).

Se realizó la prueba de Levene, la cual dio como resultado que las varianzas de los tratamientos no presentan diferencia significativa ($p = 0.098$).

Las hipótesis planteadas para correr el método fueron:

Hipótesis Nula (H_0)= Todas las varianzas son iguales.
Hipótesis Alternativa (H_a)= Por lo menos una varianza es diferente.

Nivel de significancia (α)= 0.05

Se determinaron los intervalos de confianza de Bonferroni de 95% para desviaciones estándar.

Para verificar si el remanente de coliformes fecales en el agua residual desinfectada cumplen con el Acuerdo Gubernativo No. 236-2006; se realizó una prueba de hipótesis binomial.

Parámetro de calidad: que el cumplimiento al Acuerdo Gubernativo No. 236-2006, sea mayor al 85%. Los resultados cumplen con el Acuerdo cuando el remanente de bacterias después de la desinfección es menor que 10,000 NMP/100 mL.

Hipótesis a probar:

Ho: $p = 0.85$

Ha: $p > 0.85$

Principio de la prueba: Se determinó la cantidad de muestras que cumplen y las que no cumplen con el reglamento. Por medio de la distribución binomial, se calculó la probabilidad de que el evento no fuera aleatorio en función de la proporción de cumplimiento esperado (valor p). Si el valor p asociado al número de muestras que cumplen es ≤ 0.05 , entonces la Ho se rechaza y se concluye que sí se cumple significativamente la norma en un 85%.

Análisis Económico

Como complemento al análisis técnico de los tratamientos propuestos como desinfectantes, se realizó el análisis económico de los mismos teniendo en cuenta las siguientes consideraciones:

- Vida útil del sistema de desinfección= 7 años
- Caudales a tratar = 1 L/s, 5 L/s, 20 L/s
- Concentración $(\text{Ca}(\text{ClO})_2) = 65\%$
- Concentración $\text{NaClO} = 10\%$
- Dosis de desinfectante= 10 mg/L y 15 mg/L
- Volumen del tanque clorador para la estación de $\text{Ca}(\text{ClO})_2 = 750 \text{ L}$
- Volumen caneca de $\text{NaClO} = 208 \text{ L}$
- Valor de rescate= Q. 0.00
- Tasa de interés= 10%
- Costo de caneca de 45 kg de $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ al 65%= Q. 1,600.00*
- Costo de tonel de 208 L de NaClO al 10%= Q. 1,350.00*
- Costo de preparación de solución clorada cuando se disuelve menos de 10 kg de $\text{Ca}(\text{ClO})_2 = \text{Q.}100.00^{**}$

- Costo de preparación de solución clorada cuando se disuelve entre 10kg y 20 kg de $\text{Ca}(\text{ClO})_2 = \text{Q.}160.00^{**}$
- Costo de cambio de tonel de NaClO de 208 Litros= Q. 50.00**

* Costos obtenidos de promedio de cotizaciones realizadas a diferentes tiendas en Ciudad de Guatemala.

**Precios promedios a partir de consultas realizadas a personas que operan este tipo de sistemas, asumiendo que cuentan con todo el equipo de protección e insumos necesarios para realizar la actividad. Precio incluye la calibración del dosificador.

Como primer paso, se calculó el costo mensual de los dos compuestos de cloro para diferentes caudales (1 L/s, 5 L/s y 20 L/s) y aplicando dosis de 10 y 15 mg/L. Para continuar con el análisis, se consideraron únicamente las opciones que no resultaban peligrosas o no recomendables por no ser prácticas en su operación.

Con la información anterior, se calculó los costos anuales para ambos compuestos a dosis de 10 y 15 mg/L en cuanto a:

- Costo de instalación
- Costo anual de cloro
- Costo anual operador

Si P es el precio de instalación en el presente y A es la anualidad, entonces:

$$A = P (A/P, \text{Interés}, \text{Periodos}) \quad (4) \text{ Tarquin y Blank (2012)}$$

$$A = P(A/P, 10\%, 7 \text{ años})$$

Utilizando las tablas de factores de interés compuesto de Tarquin y Blank (2012), se determinó la anualidad del precio de instalación.

Se calculó la anualidad total mediante una suma simple y se dividió entre los metros cúbicos tratados en el año.

La alternativa que más conviene es la que trata el metro cúbico al menor precio (la opción que presenta mayor eficiencia al menor costo).

Resultados

En la tabla 3 se muestran los resultados de los parámetros de control (pH, Temperatura y Turbiedad) para las muestras de agua.

Tabla 3. Resultados parámetros de control

Bloque	pH	Temp. (°C)	Turb. (NTU)
B-1	7.8	19.5	
B-P	8.0	22.2	92.4
B-2	7.6	21.4	151
B-3	7.74	23.0	78.2
B-4	6.9	22.1	133.0
B-5	8.2	25.0	5.44
B-6	7.2	25.3	47.6
B-7	7.4	26.9	33.5
Medias	7.62	23.14	77.31

De la tabla 4 a la 11 se muestran los resultados de Número más probable (NMP) y eficiencias obtenidas en cada una de las repeticiones (bloques) con las combinaciones de compuesto de cloro y dosis utilizadas en la presente investigación:

Tabla 4. Resultados promedios obtenidos en la 1era repetición del experimento (B-1)

Tratamiento aplicado	Coliformes Fecales (NMP/100 mL)	Eficiencia de remoción (%)
Muestra sin tratamiento	140,000,000.00	n/a
Ca(ClO) ₂ 10 mg/L	1.33	99.99999905
Ca(ClO) ₂ 15 mg/L	1.33	99.99999905
Ca(ClO) ₂ 20 mg/L	2.07	99.99999852
NaClO 10 mg/L	1266.67	99.99909524
NaClO 15 mg/L	907.33	99.99935190
NaClO 20 mg/L	223.33	99.99984048

Tabla 5. Resultados promedios obtenidos en la 2da repetición del experimento (B-2)

Tratamiento aplicado	Coliformes Fecales (NMP/100 mL)	Eficiencia de remoción (%)
Muestra sin tratamiento	39,000,000.00	n/a
Ca(ClO) ₂ 10 mg/L	534.07	99.99863060
Ca(ClO) ₂ 15 mg/L	1.33	99.99999658
Ca(ClO) ₂ 20 mg/L	1.33	99.99999658
NaClO 10 mg/L	9,337.00	99.97605897
NaClO 15 mg/L	5,453.70	99.98601615
NaClO 20 mg/L	151.33	99.99961197

Tabla 6. Resultados promedios obtenidos en la 3era repetición del experimento (B-3)

Tratamiento aplicado	Coliformes Fecales (NMP/100 mL)	Eficiencia de remoción (%)
Muestra sin tratamiento	240,000,000.00	n/a
Ca(ClO) ₂ 10 mg/L	138.00	99.99994250
Ca(ClO) ₂ 15 mg/L	8.70	99.99999638
Ca(ClO) ₂ 20 mg/L	1.33	99.99999944
NaClO 10 mg/L	61.57	99.99997435
NaClO 15 mg/L	60.73	99.99997469
NaClO 20 mg/L	19.40	99.99999192

Tabla 7. Resultados promedios obtenidos en la 4ta repetición del experimento (B-4)

Tratamiento aplicado	Coliformes Fecales (NMP/100 mL)	Eficiencia de remoción (%)
Muestra sin tratamiento	7,800,000.00	n/a
Ca(ClO) ₂ 10 mg/L	39.70	99.99949103
Ca(ClO) ₂ 15 mg/L	1.33	99.99998291
Ca(ClO) ₂ 20 mg/L	1.33	99.99998291
NaClO 10 mg/L	6.73	99.99991368
NaClO 15 mg/L	6.73	99.99991368
NaClO 20 mg/L	1.33	99.99998291

Tabla 8. Resultados promedios obtenidos en la 5ta repetición del experimento (B-5)

Tratamiento aplicado	Coliformes Fecales (NMP/100 mL)	Eficiencia de remoción (%)
Muestra sin tratamiento	160,000.00	n/a
Ca(ClO) ₂ 10 mg/L	263.20	99.83550000
Ca(ClO) ₂ 15 mg/L	1.80	99.99887500
Ca(ClO) ₂ 20 mg/L	8.87	99.99445833
NaClO 10 mg/L	683.93	99.57254167
NaClO 15 mg/L	151.27	99.90545833
NaClO 20 mg/L	100.60	99.93712500

Tabla 9. Resultados promedios obtenidos en la 6ta repetición del experimento (B-6)

Tratamiento aplicado	Coliformes Fecales (NMP/100 mL)	Eficiencia de remoción (%)
Muestra sin tratamiento	16,000,000.00	n/a
Ca(ClO) ₂ 10 mg/L	5,826.43	99.96358479
Ca(ClO) ₂ 15 mg/L	3,380.60	99.97887125
Ca(ClO) ₂ 20 mg/L	160.37	99.99899771
NaClO 10 mg/L	41,866.67	99.73833330
NaClO 15 mg/L	33.33	99.99979167
NaClO 20 mg/L	2,105.27	99.98684208

Tabla 10. Resultados promedios obtenidos en la repetición parcial del experimento (B-P)

Tratamiento aplicado	Coliformes Fecales (NMP/100 mL)	Eficiencia de remoción (%)
Muestra sin tratamiento	33,000,000.00	n/a
Ca(ClO) ₂ 10 mg/L	23.33	99.99992929
NaClO 10 mg/L	33.27	99.99989919

Tabla 11. Resultados promedios obtenidos en la 7ma repetición del experimento (B-7)

Tratamiento aplicado	Coliformes Fecales (NMP/100 mL)	Eficiencia de remoción (%)
Muestra sin tratamiento	120,000,000.00	n/a
Ca(ClO) ₂ 10 mg/L	646.67	99.99946111
Ca(ClO) ₂ 15 mg/L	515.80	99.99957017
Ca(ClO) ₂ 20 mg/L	766.67	99.99936111
NaClO 10 mg/L	6,400.00	99.99466667
NaClO 15 mg/L	1,262.33	99.99894806
NaClO 20 mg/L	98.60	99.9991783

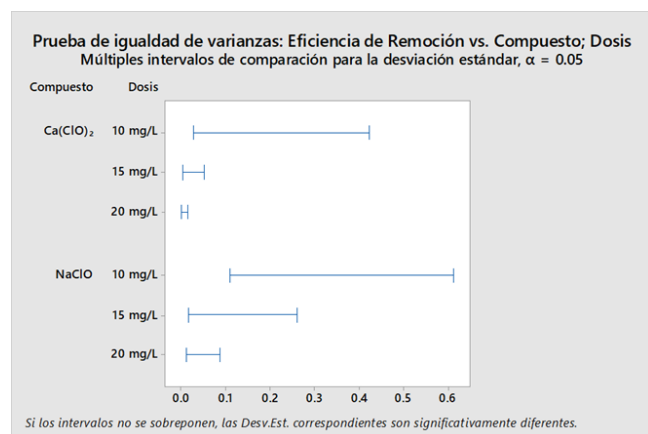
En la Tabla 12, se presentan los estadísticos descriptivos para la eficiencia de remoción de cada tratamiento aplicado:

Tabla 12. Estadísticos descriptivos para la eficiencia de remoción de coliformes fecales obtenido con cada tratamiento

Tratamiento aplicado	N	Media	Desviación Estándar
Ca(ClO) ₂ 10 mg/L	24	99.975	0.101
Ca(ClO) ₂ 15 mg/L	21	99.996	0.012
Ca(ClO) ₂ 20 mg/L	21	100.00	0.003
NaClO 10 mg/L	24	99.910	0.244
NaClO 15 mg/L	21	99.984	0.062
NaClO 20 mg/L	21	99.989	0.029

En la figura 5 se muestran los intervalos de Bonferroni para las desviaciones estándar de cada tratamiento.

Figura 5. Intervalos de confianza de Bonferroni para cada tratamiento



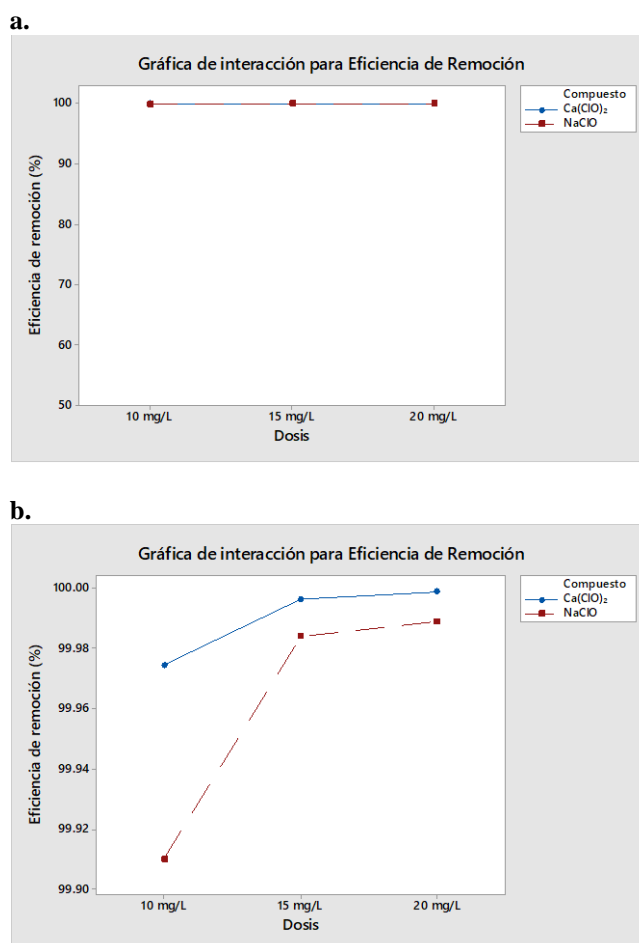
En la tabla 13 se muestra el resultado de la prueba de homogeneidad de varianza (Levene).

Tabla 13. Resultado de prueba de Levene.

Estadística de prueba	Valor p
1.91	0.098

En la figura 6a se muestra la gráfica de interacción de las eficiencias de remoción de los tratamientos utilizados. En la figura 6b se muestra la misma gráfica, pero con el eje de las “y” magnificado.

Figura 6. Grafica de interacción para eficiencias de remoción.



En la tabla 14, se muestra los resultados de cumplimiento del parámetro coliformes fecales de todos los tratamientos aplicados en base al Acuerdo Gubernativo 236-2006. En la figura 7 y 8 se muestran gráficamente los resultados de cumplimiento al mismo acuerdo que tuvo cada tratamiento con su respectiva réplica.

Tabla 14. Cumplimiento de coliformes fecales al Acuerdo Gubernativo 236-2006

Tratamiento	Cumple	No Cumple	% Cum.	P
Ca(ClO) ₂ 10 mg/L	20	1	95	0.155
Ca(ClO) ₂ 15 mg/L	21	0	100	0.033
Ca(ClO) ₂ 20 mg/L	21	0	100	0.033
NaClO 10 mg/L	16	5	76	0.917
NaClO 15 mg/L	20	1	95	0.155
NaClO 20 mg/L	21	0	100	0.033

Figura 7. Cumplimiento de tratamientos con Ca(ClO)₂ al Acuerdo Gubernativo 236-2006

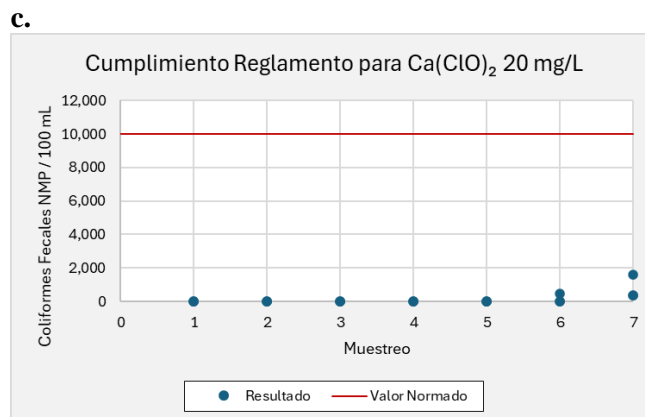
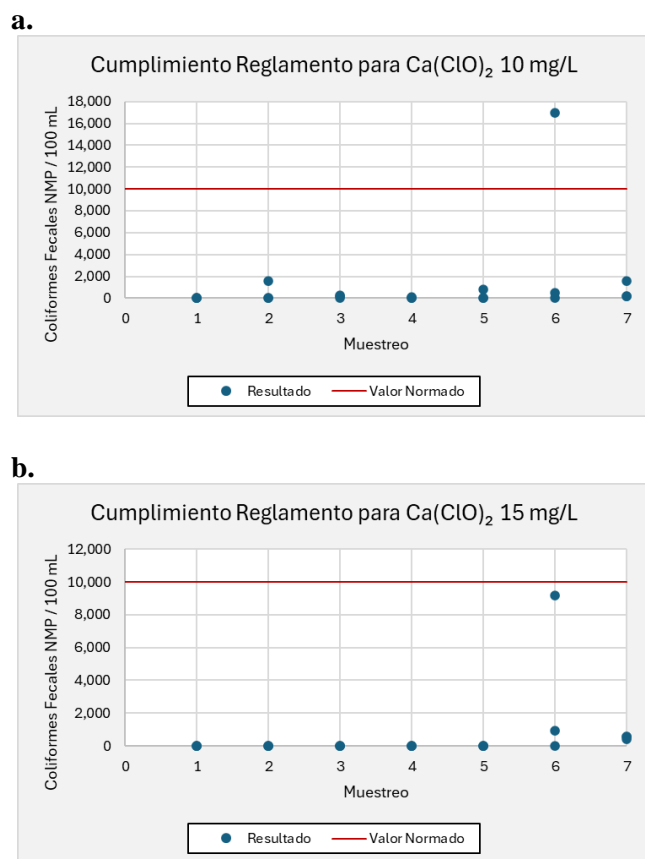
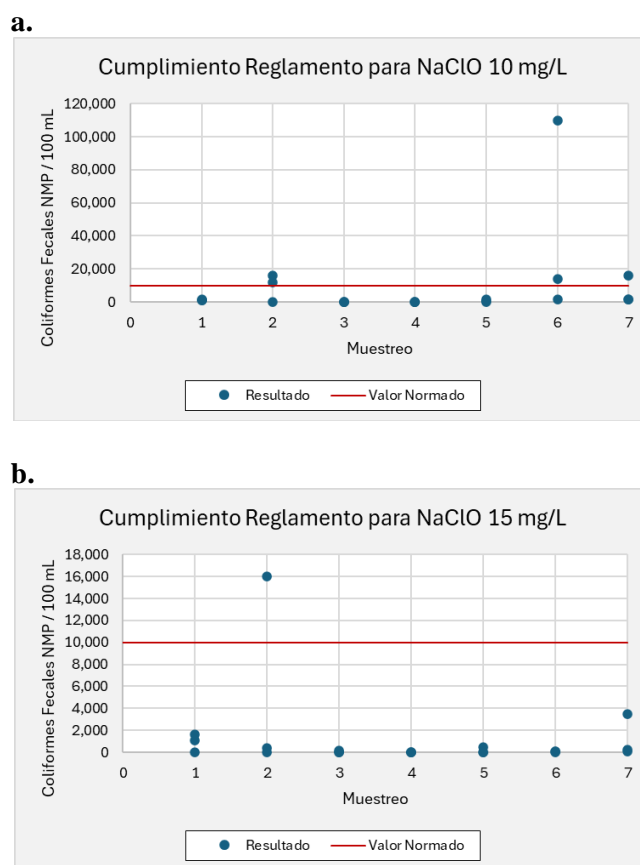
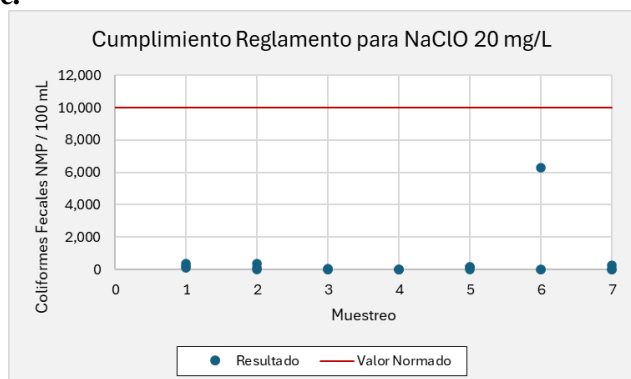


Figura 8. Cumplimiento de tratamientos con NaClO al Acuerdo Gubernativo 236-2006



c.



En las tablas 15 y 16, se muestran los requerimientos de hipoclorito de calcio para ser dosificado a 10 mg/L y a 15 mg/L respectivamente y para tratar caudales de 1, 5 y 20 L/s de agua residual.

En las tablas 17 y 18 se muestran los requerimientos de NaClO para ser dosificado a 10 mg/L y a 15 mg/L respectivamente y para tratar caudales de 1, 5 y 20 L/s de agua residual.

Tabla 15. Requerimientos de dosificación de $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ para dosis de 10 mg/L

Descripción	Unidad	Caudal Q. (L/s)		
		1	5	20
Caudal de solución clorada a aplicar (q)	L/H	8	15	18
Peso de $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ a disolver	Kg	5.19	13.85	46.15
Tiempo de recarga tanque clorador	Días	3.91	2.08	1.74
Concentración de solución clorada	%	0.45	1.20	4.00
N de canecas de 45 kg de $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ por mes	Canecas/mes	0.89	4.43	17.72

Tabla 16. Requerimientos de dosificación de $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ para dosis de 15 mg/L

Descripción	Unidad	Caudal Q. (L/s)		
		1	5	20
Caudal de solución clorada a aplicar (q)	L/H	8	15	18
Peso de $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ a disolver	Kg	7.79	20.77	69.23
Tiempo de recarga tanque clorador	Días	3.91	2.08	1.74
Concentración de solución clorada	%	0.68	1.80	6.00
N de canecas de 45 kg de $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ por mes	Canecas/mes	1.33	6.65	26.58

Tabla 17. Requerimientos de dosificación de NaClO para dosis de 10 mg/L

Descripción	Unidad	Caudal Q. (L/s)		
		1	5	20
Caudal de solución clorada a aplicar (q)	L/H	0.36	1.80	7.20
Volumen de NaClO utilizado en 1 día	L/día	8.64	43.20	172.80
Tiempo de recarga tanque clorador	Días	24.07	4.81	1.20
N. de toneles de NaClO al 10% al mes	Toneles/mes	1.25	6.23	24.92

Tabla 18. Requerimientos de dosificación de NaClO para dosis de 15 mg/L

Descripción	Unidad	Caudal Q. (L/s)		
		1	5	20
Caudal de solución clorada a aplicar (q)	L/H	0.54	2.70	10.80
Volumen de NaClO utilizado en 1 día	L/día	12.96	64.80	259.20
Tiempo de recarga tanque clorador	Días	16.05	3.21	0.80
N. de toneles de NaClO al 10% al mes	Toneles/mes	1.87	9.35	37.98

En la tabla 19 se muestran los costos de instalación y costos anuales que implican cada una de las alternativas de tratamiento propuesta para tratar caudales de 1 y 5 L/s con dosis de 10 mg/L de cada compuesto.

Tabla 19. Costos anuales y de instalación para dosificar 10 mg/L de compuesto de cloro.

Compuesto Caudal (L/s)	Ca(ClO) ₂		NaClO	
	1	5	1	5
Costo de instalación (Q.)	2,000.00	2,000.00	700.00	700.00
Costo anual de cloro (Q.)	17,014.15	85,070.77	20,187.69	100,938.46
Costo Operador (Q.)	9,216.00	27,648.00	747.69	3,738.46

En la tabla 20, se muestran los costos de instalación y costos anuales que implican cada una de las alternativas de tratamiento propuesta para caudales de 1 y 5 L/s con dosis de 15 mg/L de cada compuesto.

Tabla 20. Costos anuales y de instalación para dosificar 15 mg/L de compuesto de cloro.

Compuesto Caudal (L/s)	Ca(ClO) ₂		NaClO	
	1	5	1	5
Costo de instalación (Q.)	2,000.00	2,000.00	700.00	700.00
Costo anual de cloro (Q.)	25,521.23	127,606.15	30,281.54	151,407.69
Costo Operador (Q.)	9,216.00	27,648.00	1,121.54	5,607.69

Finalmente, en la tabla 21., se muestra el costo del metro cúbico de agua desinfectada para los tratamientos propuestos.

Tabla 21. Costos del metro cúbico de agua desinfectado

Dosis Caudal (L/s)	10 mg/L		15 mg/L	
	1	5	1	5
Ca(ClO) ₂	Q. 0.84	Q. 0.72	Q. 1.11	Q. 0.99
NaClO	Q. 0.67	Q. 0.66	Q. 1.00	Q. 1.00

Hallazgos

Los resultados de las eficiencias de remoción de coliformes fecales se presentan para valores promedio de pH de 7.62, Temperatura de 23.14 °C y turbidez de 77.31 UNT.

Debido al valor de pH (promedio de 7.62), aproximadamente el 50% de la concentración de cloro presente fue de ácido hipocloroso no disociado y el otro 50% fue ión hipoclorito (ver figura 1).

Las medias de las eficiencias de remoción de coliformes fecales son muy similares para todos los tratamientos aplicados. Las desviaciones estándar que no superan ni siquiera 0.3 unidades, respaldan esta observación.

Como puede observarse en la gráfica de intervalos de confianza de Bonferroni (figura 5), algunos intervalos no se sobreponen con otros en diferentes niveles. Pero los resultados de la prueba de homogeneidad de varianzas (Levene) indican que las varianzas de los tratamientos no presentan diferencia significativa (Valor p= 0.098). Por lo tanto, las desviaciones estándar tampoco presentan diferencia significativa.

De lo anterior, de lo que se visualiza en la tabla 13 (valores p> 0.05) y de lo que se observa en la gráfica de interacción (figura 6a); se ratifica que los tratamientos no presentan diferencia significativa entre los promedios de los dos factores individuales, ni en la combinación de estos (Compuesto y dosis).

Sin embargo, se puede notar (en forma descriptiva) que el hipoclorito de calcio presenta ligeramente mejores resultados que el hipoclorito de sodio. En ambos casos, a mayor dosis aplicada, mejor eficiencia de remoción de coliformes fecales. Esto se observa mejor en la Figura 6b.

Los tratamientos que muestran un 100% de cumplimiento al Acuerdo Gubernativo 236-2006 son: Ca(ClO)₂ con dosis de 15 y 20 mg/L y el NaClO con dosis de 20 mg/L. No obstante, los otros tratamientos también muestran excelentes porcentajes de cumplimiento: El Ca(ClO)₂ con dosis de 10 mg/L y el NaClO con dosis de 15 mg/L presentan ambos un 95% de cumplimiento. El NaClO con dosis de 10 mg/L presenta un 76% de cumplimiento.

De los requerimientos de dosificación para los tratamientos con Ca(ClO)₂ granulado (ver tabla 15 y 16) se puede observar que para desinfectar caudales mayores a 5 L/s, los pesos de Ca(ClO)₂ para preparar las soluciones cloradas, son bastante elevados. Esto implica la preparación de la solución por tandas o bloques, volviendo menos práctico el uso de este derivado del cloro. También requiere mayor exposición del operador a un compuesto tóxico y potencialmente peligroso en periodos muy consecutivos. Por lo tanto,

no es recomendable utilizar esta presentación de cloro para dichos caudales.

En las tablas 19 y 20 se puede observar que los costos anuales de hipoclorito de calcio son menores a los costos anuales de hipoclorito de sodio. Sin embargo, resulta más costoso el costo del operador del sistema que utiliza hipoclorito de calcio, que el costo del operador del sistema de hipoclorito de sodio. Esto se debe a la diferencia significativa de manipulación entre un sistema y otro. El primero debe preparar la solución clorada, el segundo únicamente debe colocar el nuevo recipiente y ponerlo en marcha.

En relación con los costos por metro cúbico desinfectado (tabla 21), se evidencia que el hipoclorito de sodio tiene un costo inferior al hipoclorito de calcio cuando se utiliza la misma dosis.

Relacionando los porcentajes de cumplimiento al Acuerdo Gubernativo 236-2006 con los costos de metro cúbico desinfectado, nos damos cuenta de que, para alcanzar un porcentaje de cumplimiento del 95%, se necesitaría utilizar hipoclorito de calcio con dosis de 10 mg/L ó hipoclorito de sodio con dosis de 15 mg/L. Los costos de metro cúbico de agua desinfectada para estos dos tratamientos son Q. 0.84 y Q. 1.00 respectivamente. Esto nos indica que el compuesto de cloro que tiene mayor eficiencia al menor costo es el Hipoclorito de calcio con dosis de 10 mg/L

Discusión de resultados

Los resultados muestran eficiencias de remoción de coliformes fecales superiores a 99% para todos los tratamientos aplicados. Dichos resultados son similares a los obtenidos por Reyes (2016), donde se utilizó cloro gas y se obtuvieron eficiencias de 99.9999%.

Pilco (2023) encontró que las mejores dosis de $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ con tiempo de reacción de 30 minutos fueron 10.59 mg/L y 15 mg/L. Con ellas obtuvo eficiencias de remoción de coliformes fecales de 91.19% y 92.15% respectivamente. Estos resultados fueron más bajos que las eficiencias obtenidas en el presente trabajo, ya que, para dosis de 10 y 15 mg/L se obtuvieron 99.975% y 99.996%. Esto puede deberse a las condiciones de mezcla, ya que este trabajo se realizó en un ambiente controlado (en laboratorio).

Ávila y Fajardo (2020) compararon el $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ al 73% con el NaClO al 10% a dosis de 0.1, 0.3, 0.5 y 1 mg/L como desinfectantes de aguas residuales. Ellos encontraron que ambos tratamientos fueron óptimos para la disminución de la coliformes fecales pero que el $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ esterilizó 0.2 NMP/100 mL más que el NaClO. Lo antes expuesto coincide con el presente trabajo, donde se encontró que el $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ proporcionó mejores eficiencias que el NaClO.

Las eficiencias no fueron significativas en términos de porcentaje, pero si se logra ver una diferencia en el NMP/100 mL. En promedio, el $\text{Ca}(\text{ClO})_2$ removió 2,446.79 NMP/100 mL de coliformes fecales más que el NaClO.

Lo anterior se explica con las fórmulas de reacción química de los compuestos de cloro con el agua (ecuación 1 y 2). Por cada molécula de hipoclorito de calcio se forman dos moléculas de ácido hipocloroso (HOCl). Mientras que el hipoclorito de sodio solo forma una molécula de ácido hipocloroso. Es importante destacar que el ácido hipocloroso es la especie con mayor poder bactericida.

Reyes (2010) encontró que el número de UFC/100 μL disminuye al incrementar la concentración de NaClO y el tiempo de contacto. Para dosis de 8, 20 y 30 mg/L y tiempo de contacto de 30 minutos, obtuvo eficiencias de remoción de E. Coli de 75.56%, 77.51% y 87.40% respectivamente. Si bien las eficiencias son mucho menores a las obtenidas en el presente estudio (diferente tipo de indicador y de metodología empleada), la premisa se cumplió de la misma manera. A mayor dosis, mejor eficiencia de remoción.

Pérez (2017), que encontró que para desinfectar caudales (de agua potable) menores a 7.89 L/s, el compuesto más económico de usar es el NaClO. En la presente investigación también se concluye que para caudales menores a 5 L/s, el compuesto más económico de usar es el NaClO. Esto siempre y cuando la comparación se haga para las mismas dosis sin considerar la eficiencia.

Conclusiones

En términos descriptivos, se concluye que el hipoclorito de calcio presenta en promedio una mejor eficiencia de remoción de coliformes fecales que el hipoclorito de sodio como desinfectante para aguas residuales tratadas.

En términos estadísticos, no se encontró diferencia significativa entre los tratamientos aplicados para la eficiencia de desinfección. Esto sugiere que tanto el hipoclorito de calcio como el hipoclorito de sodio pueden ser opciones viables para la desinfección de aguas residuales y la elección de la mejor opción podría basarse en otros factores como el cumplimiento a la legislación, el costo, la disponibilidad y el contexto de cada sistema de tratamiento.

El tratamiento que presenta mayor eficiencia al menor costo para tratar caudales de hasta 5 L/s es el hipoclorito de calcio con dosis de 10 mg/L.

Los potenciales usuarios de esta información deben elegir el desinfectante en base a sus propias necesidades. Deben considerar los requerimientos de tratamiento, el presupuesto disponible, las condiciones de seguridad del personal, entre otros aspectos.

Debido a las limitaciones en el presupuesto no fue posible evaluar la presencia de compuestos reductores (materia orgánica, manganeso, hierro, nitritos y amoníaco) en las aguas residuales antes y después de aplicar el desinfectante. El estudio de la demanda de cloro y su relación con la turbiedad no fue considerado en la presente investigación. Incorporar este tema habría extendido significativamente el alcance del presente estudio. Tampoco se pudo evaluar los desinfectantes a tiempos de contacto menores a 30 minutos, lo cual hubiera sido muy interesante.

Para futuros estudios relacionados con la desinfección de aguas residuales, se sugiere enfocarse en la utilización de tabletas de cloro debido a que presentan mayor facilidad en la dosificación, en el almacenamiento y manipulación segura frente a otros compuestos desinfectantes. También se recomienda evaluar la relación de la demanda de cloro con la formación de organoclorados cuando se realiza la desinfección con cloro.

Agradecimientos

La autora desea patentizar su agradecimiento al MSc. Ing. Zenón Much y Moisés Adolfo Dubón Gálvez del Laboratorio Unificado de Química y Microbiología Sanitaria “Dra. Alba Tabarini Molina” de EMPAGUA-ERIS por el tiempo dedicado y la colaboración brindada para realizar esta investigación. A Lic. Oscar Federico Nave del Instituto de Investigaciones Químicas y Biológicas (USAC) por su apoyo con el análisis estadístico. A mi compañero de maestría Ing. Engel Cáceres por toda la colaboración brindada. A Tereso Pérez de la PTAR Aurora II y a EMPAGUA por la disponibilidad y el apoyo brindado en los muestreos y al MSc. Ing. Norman Siguí (ERIS) por el apoyo brindado en la concepción de la idea de investigación.

Financiamiento

Este trabajo fue financiado con recursos propios de la autora y fondos proporcionados por el Servicio Alemán de Intercambio Académico (DAAD).

Conflicto de interés

La autora declara no tener ningún tipo de conflicto de interés que pudiera haber influido en esta investigación.

Como citar este documento

Zamora Urcina, E., & Much Santos, Z. (2024). Evaluación de eficiencia de remoción de coliformes fecales con compuestos de cloro en aguas residuales tratadas. *Agua, Saneamiento & Ambiente*, 19(1), 1-11. <https://doi.org/10.36829/08ASA.v19i1.1726>

Consentimiento informado

No aplica.

Contribuciones de autor

Diseño, trabajo de campo y laboratorio, recolección de datos, análisis de datos, elaboración del documento: E. Z.U.

Diseño y supervisión de investigación y revisión del manuscrito: Z.M.S.

Referencias

- Almazán García, F. y Medrano Baca, M. (2015). Desinfección para sistemas de agua potable y saneamiento. Tlalpan, Mexico: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. In: Lipps WC, Braun-Howland EB, Baxter TE, eds. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 24th ed. Washington DC: APHA Press; 2023.
- Arana Contreras, S. M., & Mancero Escobar, S. B. (2022). Evaluación de la remoción de coliformes fecales aplicando pastillas de cloro y ácido peracético en una planta de tratamiento de aguas residuales en el Cantón Daule, La Aurora. Tesis de grado, ULVR, Facultad de Ingeniería, Industria y Construcción Carrera de Ingeniería Civil, Guayaquil. Obtenido de <http://repositorio.ulvr.edu.ec/handle/44000/4871>
- Ávila Sánchez, É. N., & Fajardo Vélez, J. D. (2022). Optimización del método de desinfección químico para la disminución de coliformes fecales y SARS-Cov-2 en el sistema lagunar de tratamiento de aguas residuales del cantón general Villamil Playas. Guayaquil: Universidad de Guayaquil. Obtenido de <http://repositorio.ug.edu.ec/handle/redug/60227>
- Datarus. (2024). Granmo: Calculadora en línea. Recuperado de <https://www.datarus.eu/aplicaciones/granmo/>
- Gordillo de Coss, G. E. (2013). Investigación técnica y económica sobre desinfección de aguas residuales por sistemas de oxidación. Tesis (Doctoral), E.T.S.I. Caminos, Canales y Puertos (UPM), Ingeniería Civil: Ordenación del Territorio, Urbanismo y Medio Ambiente [hasta 2014], Madrid. doi: <https://doi.org/10.20868/UPM.thesis.14415>
- Pelczar, M. J., Reid, R. D., & Chan, E. S. (1982). Microbiología del agua de uso doméstico y de las aguas negras. En Microbiología (págs. 681-687). México: McGraw - Hill.
- Pérez Cano, C. E. (2017). Evaluación bacteriológica, desinfectante y económica de los sistemas hipoclorito de sodio, hipoclorito de calcio y cloro gaseoso para la aplicación en agua para consumo humano. Guatemala: Universidad de San Carlos de Guatemala. Obtenido de <http://www.repositorio.usac.edu.gt/id/eprint/8223>
- Pilco Quinaluiza, C. J. (febrero de 2023). Universidad Politécnica Salesiana. Obtenido de <https://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/24368>
- Reyes Gómez, L. M. (2010). Efecto de distintas concentraciones de hipoclorito de sodio sobre bacterias aisladas de agua tratada. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- Reyes López, M. G. (2016). Uso del cloro en las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas: desinfección y formación de subproductos. [Tesis de doctorado, Instituto Politécnico Nacional. Obtenido de <https://www.repositoriodigital.ipn.mx/bitstream/123456789/23350/1/Tesis%20Gpe%20Reyes%20.pdf>
- Sigüí Gil, N. L. (2022). Aspectos a considerar en la cloración de aguas residuales. Agua, Saneamiento & Ambiente, 17(2). doi: <https://doi.org/10.36829/08ASA.v17i2.1492>
- Sigüí Gil, N. L. (2022). Aspectos a considerar en la cloración de aguas residuales. Agua, Saneamiento & Ambiente, 17(2). doi: <https://doi.org/10.36829/08ASA.v17i2.1492>
- Solano García, Á. J. (2015). Comparación de dos métodos de desinfección de aguas residuales, provenientes del sector porcicultor. Universidad ECCI. Obtenido de <https://repositorio.ecci.edu.co/bitstream/handle/001/1932/Informe%20de%20pasantía.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Tarquin, A. y Blank, L. (2012). Ingeniería Económica. Álvaro Obregón, Mexico: Mc Graw-Hill Interamericana Editores

Artículo Científico / Scientific Article

Estudio exploratorio de nitritos, nitratos y nitrógeno amoniacal en drenaje urbano de Guatemala

Exploratory study of nitrites, nitrates and ammoniacal nitrogen in the urban drainage of Guatemala

Engel Alexander Cáceres Sobalvarro¹ , Catalina Paque López¹ 

¹Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos, Facultad de Ingeniería, Universidad de San Carlos de Guatemala

Dirección para recibir correspondencia: caceres.sobalvarro@gmail.com; catepaque@gmail.com

Recibido: 31/05/2024

Revisión: 12/10/2024

Aceptado: 29/10/2024

Resumen

El estudio exploratorio sobre nitritos, nitratos y nitrógeno amoniacal en el drenaje urbano de Ciudad de Guatemala examina la presencia de estos compuestos en los desagües urbanos. Se analiza de forma exploratoria la presencia de estos elementos en las conexiones domiciliarias de entes generadores de agua residual de tipo hospitalario y de oficinas, así como en la descarga del drenaje en el cuerpo receptor. El objetivo principal del estudio es determinar qué compuesto tiene mayor presencia en las aguas residuales urbanas. Se caracterizaron 13 puntos de monitoreo, incluyendo cinco conexiones domiciliarias, cinco pozos de visita y tres colectores de descargas directas. Los resultados muestran que los nitratos, con un valor medio de 42.714 mg/L, son los más abundantes. Le sigue el nitrógeno amoniacal con un valor medio de 25.856 mg/L, equivalente a 34.82 mg/L de amonio. Las concentraciones medias del nitrato (42.714 mg/L) es un 65.2% mayor que la concentración media de nitrógeno amoniacal (25.856 mg/L). Las conclusiones indican que los sistemas de drenaje favorecen la nitrificación, transformando el nitrógeno amoniacal en nitratos. Este estudio destaca la importancia de comprender la dinámica de estos compuestos en los drenajes. Entender dicha dinámica permitirá abordar mejor los impactos en el medio ambiente, la salud pública y el tratamiento de aguas residuales.

Palabras claves: Descargas, agua residual, nitrito, nitrato, nitrógeno amoniacal, drenaje urbano.

Abstract

The exploratory study on nitrites, nitrates and ammoniacal nitrogen in urban drainage in Guatemala City examines the presence of these compounds in urban drains. The presence of these elements is analyzed in an exploratory manner in the residential connections of entities that generate wastewater for hospitals and offices, as well as in the discharge of the drainage into the receiving body. The main objective of the study is to determine which compound has the greatest presence in urban wastewater. 13 monitoring points were characterized, including five household connections, five manholes and three direct discharge collectors. The results show that nitrates, with an average value of 42,714 mg/L, are the most abundant. It is followed by ammoniacal nitrogen with an average value of 25.856 mg/L, equivalent to 34.82 mg/L of ammonium. The average concentrations of nitrates (42,714 mg/L) are 65.2% higher than the average concentration of ammoniacal nitrogen (25,856 mg/L). The conclusions indicate that drainage systems favor nitrification, transforming ammoniacal nitrogen into nitrates. This study highlights the importance of understanding the dynamics of these compounds in drains. Understanding these dynamics will allow us to better address the impacts on the environment, public health and wastewater treatment.

Key words: Discharges, wastewater, nitrite, nitrate, ammonia nitrogen, urban drainage.



Introducción

El Nitrógeno es un elemento diatómico que se encuentra de manera natural en estado gaseoso a temperatura y presión ordinaria, comprende el 78% de la atmósfera terrestre y en su forma elemental es relativamente inerte (Ávila et al., 2002)

El nitrógeno está presente en los seres vivos. En el cuerpo humano forma parte de la composición elemental hasta en un 3%. (Cruz Cruz et al., 2019).

Sin embargo, el exceso de especies reactivas de nitrógeno en el ambiente (nitrógeno reactivo) puede ser fuente de contaminación a causa de diversas prácticas como: el uso de fertilizantes sintéticos, la descarga de aguas residuales y la combustión de combustibles fósiles. Asimismo, el nitrógeno reactivo aporta las consecuencias del cambio climático y agota la capa de ozono. (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente [PNUMA], 2023).

En el hombre, la metahemoglobinemia es el principal efecto tóxico de la ingestión de compuestos nitrogenados. La metahemoglobinemia es causada por nitritos, que son los productos de reducción de los nitratos. Esta reducción se realiza mediante acción microbiana en el medio ambiente o en el organismo (Ávila et al., 2002).

Al hablar del nitrógeno en el ambiente, es muy común hablar de nitrógeno total. Este se compone de diferentes formas de nitrógeno que incluyen: nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$), nitritos (NO_2^-), nitratos (NO_3^-) y nitrógeno gaseoso (N_2).

Para entender de mejor manera el proceso de composición del nitrógeno total, se debe considerar los procesos de desnitrificación y nitrificación en el ciclo del nitrógeno.

La nitrificación es la conversión aeróbica del nitrógeno amoniacal a nitrato mediante bacterias quimioautótrofas. Este proceso ocurre principalmente por la acción de nitrosomonas y nitrobacter, que transforman el amonio en nitrito y luego el nitrito en nitrato. Por otro lado, la desnitrificación es un proceso microbiano en el que el nitrato se reduce en condiciones anóxicas para producir nitrógeno molecular, a través de

bacterias heterotróficas desnitrificantes (Cárdenas Calvachi & Sánchez Ortiz, 2013).

El presente artículo se aborda un análisis de la presencia de nitratos, nitritos y nitrógeno amoniacal en descargas de origen hospitalario y en descarga de drenaje urbano.

El nitrógeno amoniacal, es producto de la degradación del nitrógeno orgánico y, este a su vez, por acción bacteriana, se oxida en nitritos y posteriormente a nitratos (González, 2013).

El nitrato y el nitrito son dos compuestos de nitrógeno que las plantas y los animales necesitan para vivir y crecer. Se presentan de manera natural en la tierra, el agua y el aire. El nitrato y el nitrito también se producen en el cuerpo (Agencia para sustancias tóxicas y el registro de enfermedades, 2017).

El nitrato y el nitrito son solubles en el agua y, por lo tanto, pasan rápidamente a través de la tierra hacia el agua subterránea. Por lo general, estas sustancias químicas permanecen en la tierra y el agua hasta que las plantas las absorben por las raíces o microorganismos las degradan en otra sustancia química. El nitrato y el nitrito no se evaporan al aire (Agencia para sustancias tóxicas y el registro de enfermedades, 2017).

En la mayoría de los casos la presencia de los compuestos nitrogenados en cuerpos de agua se debe a la disposición de aguas residuales sin tratamiento en estos.

Los compuestos nitrogenados pueden alcanzar en cuerpos de agua niveles tóxicos que alteren la capacidad de los animales para sobrevivir, crecer y reproducirse (Cárdenas Calvachi & Sánchez Ortiz, 2013).

El nitrógeno es un nutriente vital para las plantas, quienes lo utilizan en la síntesis de proteínas para su crecimiento. Los fertilizantes nitrogenados aportan el nitrógeno necesario y a su vez, algunos de ellos son fuentes importantes de nitratos, dando lugar a través de su uso a un incremento de la presencia y concentración de éste en el medio (Pacheco Ávila y Cabrera Sansores, 2003).

Los parámetros de aguas residuales que se monitorean en la presente investigación no se encuentran regulados por normas ambientales en Guatemala. La legislación guatemalteca desde su enfoque de descargas a través del Reglamento de las descargas y reúso de aguas residuales y de la disposición de lodos (Acuerdo Gubernativo 236-2006) solo considera el nitrógeno total.

Los procesos de nitrificación - desnitrificación del agua residual pueden generar inconvenientes en los cuerpos de agua. Ejemplo de ello tenemos el aumento de la acidez, el desarrollo de eutrofización y el aumento de las concentraciones hasta niveles tóxicos tanto en aguas superficiales como subterráneas (Cárdenas Calvachi & Sánchez Ortiz, 2013).

Guatemala enfrenta esta problemática, por lo que el estudio se centró en identificar la presencia de nitritos, nitratos y nitrógeno amoniacal en las aguas residuales urbanas de Ciudad de Guatemala, además, se busca determinar las posibles variaciones de estos compuestos en el drenaje urbano antes de ser vertidos en los cuerpos receptores.

Para determinar las concentraciones de estos compuestos nitrogenados en aguas residuales urbanas, se monitorearon 13 puntos distribuidos en la ciudad. Estos incluyeron conexiones domiciliarias, pozos de visita de generadores de aguas residuales hospitalarias y domésticas, y descargas de los drenajes municipales de ciudad de Guatemala.

Antecedentes

A nivel regional, se han realizado estudios que hacen referencia a las concentraciones de nitratos, nitritos y nitrógeno amoniacal en aguas residuales urbanas. Por ejemplo, Espino (2003) evaluó el afluente de un sistema de tratamiento, presentando valores promedio en la entrada a la planta de N-NO₃ de 7 mg/L y de 0.6 mg/L de N-NO₂, para el nitrógeno amoniacal el valor promedio fue de 33 mg/L. Los valores presentados en esa investigación equivalen a 30.8 mg/L de NO₃ y 1.98 mg/L de NO₂.

A nivel de Guatemala, Argueta Gálvez y Aguilar Carrera (2017) publicaron valores máximos y mínimos de nitratos y nitritos en la planta de tratamiento agua residual de la Universidad de San Carlos Guatemala.

Los valores reportados son 116 y 76 mg/L para nitratos, y 1.55 y 0.22 mg/L para nitritos.

Por otra parte, Samayoa y Dubois (2018) efectuaron una caracterización en dos periodos distintos en una PTAR de carácter hospitalario. El estudio reportó valores de nitratos de 968 mg/L en el primer muestreo y 660 mg/L en el último muestreo realizado en la entrada de la planta.

En las aguas residuales, los compuestos nitrogenados inorgánicos más comunes son el amonio, el nitrito y el nitrato. El amonio es el principal y se genera por la descomposición de materiales proteicos. No obstante, cuando la contaminación proviene de fertilizantes inorgánicos o procesos industriales, es posible encontrar cantidades significativas de nitritos y nitratos (Cárdenas Calvachi & Sánchez Ortiz, 2013).

Otro aspecto interesante de estos compuestos es la afectación de manera química al concreto. Según Posada Bustamante (1994), las aguas que contienen ácidos libres, sulfatos, sales de magnesio o amoniaco en cantidades apreciables pueden ser agresivas hacia el concreto.

Materiales y método

La investigación se desarrolló bajo un enfoque de tipo cuantitativo y un alcance exploratorio.

Materiales

Se realizó un muestreo a conveniencia, identificando las ubicaciones por medio de herramienta de Sistema de Información Geográfica SIG. Se seleccionaron descargas de tipo hospitalaria y domésticas cercanas entre sí.

También se indagó el recorrido del drenaje municipal para monitorear el punto de descargas de ambos entes generadores seleccionados, hacia los cuerpos de agua.

En la tabla 1, de resultados se presenta también una columna indicando la descripción general del tipo de obra donde fueron monitoreados los 13 puntos seleccionados, abarcando conexiones domiciliarias, pozos de visita y descargas.

Se tomaron como referencia 3 descargas a cuerpos receptores (DD), 6 descargas de tipo doméstica (DNH), y 4 descargas de tipo hospitalaria (DH).

Los puntos de monitoreo se ubicaron en la ciudad de Guatemala. Según datos de la plataforma urbana y de ciudades de la CEPAL el municipio cuenta con una población de 2.645,002 personas (Comisión Económica para América Latina y el Caribe [CEPAL], 2023).

La época lluviosa en la ciudad de Guatemala por lo general da inicio en el mes de mayo, en el mes de junio suelen presentarse días nublados y lluviosos. En julio y parte de agosto se produce un período seco denominado canícula, esto debido a la inversión de los alisios, y al fortalecimiento del anticiclón del Golfo de México, posteriormente al debilitarse y desaparecer vuelven nuevamente las precipitaciones intensas que completan la temporada lluviosa en los meses de septiembre y octubre (Fundación para la conservación del agua de la región metropolitana de Guatemala [FUNCAGUA], 2024).

La época seca da inicio con el incremento de la presión atmosférica y la migración de masas de aire frío proveniente de la zona polar (frentes fríos), causando un descenso de la temperatura e incrementando la velocidad del viento, por lo general se tiene predominancia de viento norte, esta época fría se marca de noviembre a febrero, y posteriormente, se incrementa la temperatura presentándose olas de calor en los meses de marzo y abril. Durante esta época se pueden presentar algunas lluvias locales de tipo convectivo, o prefrontales por la influencia de frentes fríos. (FUNCAGUA, 2024).

El periodo de monitoreo de esta investigación se realizó en época seca en los meses de febrero y abril del año 2024, en 13 puntos que abarcan sectores de drenajes sanitarios de la cuenca norte de la ciudad de Guatemala.

Como limitante del estudio no se realizaron réplicas del muestreo ni se monitoreo la época lluviosa. Otra limitante es que se centralizo en los compuestos de estudio y no abarco comparación ni se monitorearon otros parámetros como carga orgánica y caudal.

Las muestras se tomaron en frascos de un litro de capacidad, estos frascos fueron nuevos adquiridos específicamente para la investigación. Las muestras se preservaron con hielo y se trasladaban en vehículo desde el punto de muestreo hacia el laboratorio.

En el proceso de recolección de muestras se utilizaron herramientas para acceder de manera eficaz y segura a las descargas en los pozos y conexiones domiciliarias como se muestra en la figura 1. Se realizó la medición en sitio el potencial de hidrógeno (pH) y oxígeno disuelto.

Figura 1. Proceso de toma de muestras en pozos de visita.

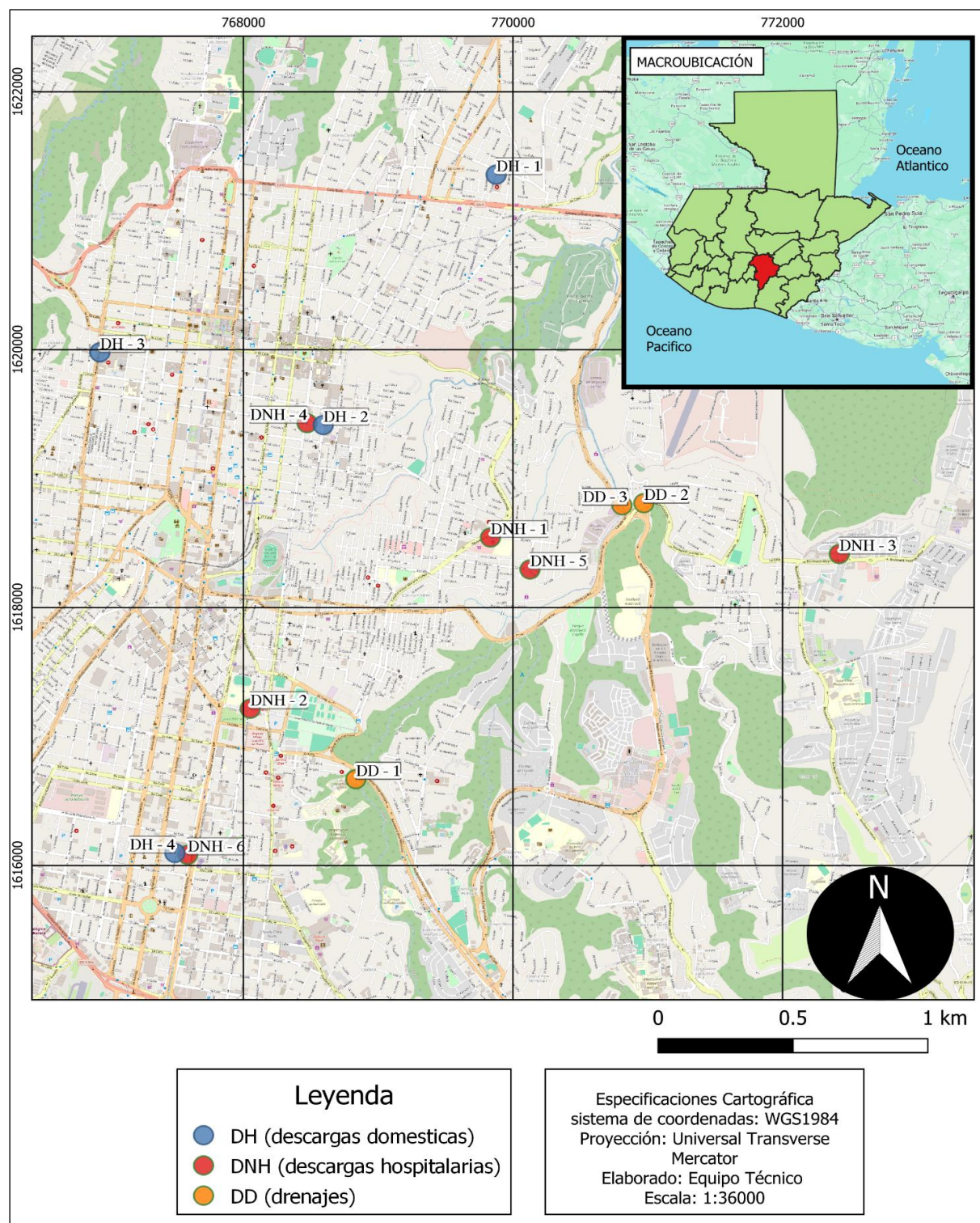


Método

Los lineamientos de muestreo en la recolección y transporte para la determinación de las concentraciones de nitratos, nitritos, y nitrógeno amoniacal, fueron los establecidos en Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (23ª edición) en la parte 1000, collection and preservation of samples (1060).

En la figura 2 se muestra el mapa de ubicación de los puntos de monitoreo. Posterior al muestreo, las muestras fueron procesadas en laboratorio en un lapso no mayor a 48 horas. Las concentraciones de los compuestos nitrogenados evaluados fueron determinados por medio de espectrofotometría UV-visible con reactivo de HACH.

Figura 2. Mapa de ubicación de puntos de muestreo



Los datos obtenidos fueron sometidos a pruebas estadísticas descriptiva, paramétricas y no paramétricas. Se utilizó los softwares Excel y la versión gratuita de “IBM SPSS” y “Mini Tab” donde se realizaron pruebas de normalidad por medio de la metodología de Shapiro-Wilk para determinar si los datos pertenecen a una distribución normal. También se realizó la comparación de medias y medianas para confirmar y descartar diferencias entre el tipo de descarga y la presencia mayoritaria o minoritaria de los compuestos nitrogenados evaluados.

Resultados

En la tabla 1, se presentan los resultados de las concentraciones de nitritos, nitratos y nitrógeno amoniacal. También los parámetros evaluados en campo como el oxígeno disuelto y potencial de hidrógeno.

Con los resultados obtenidos se realizó la prueba de normalidad de Shapiro Wilk con un nivel de significancia del 5%, los resultados de esta se muestran en la tabla 2.

En la tabla 3 se presentan los resultados de la estadística descriptiva de los datos evaluados por parámetro. Esto incluye la media, mediana, desviación y error estándar, valores mínimos y máximos.

En la tabla 4 se presentan los resultados del análisis de la varianza (ANOVA) para muestras de grupos independientes obtenidos bajo una distribución normal de nitritos, nitratos, nitrógeno amoniacal, oxígeno disuelto y pH, considerando un nivel de significancia del 5%. Se muestran la suma de cuadrados, grados de libertad (gl), media cuadrática, cociente entre dos medias cuadráticas (F) y el nivel de significancia.

Tabla 1. Resultados obtenidos en campo y en laboratorio de las concentraciones de los compuestos evaluados

Código ID	Tipo	Parámetros evaluados en laboratorio			Parámetros evaluados en campo	
		Nitritos [mg/L NO ₂]	Nitratos [mg/L NO ₃]	Nitrógeno Amoniacal [mg/L NH ₃ /NH ₄ ⁺]	OD [mg/L]	pH
DNH - 1	Conexión domiciliar	0.11	96.00	42.42	0.90	6.60
DNH - 2	Pozo de visita	1.09	42.24	30.50	1.60	7.20
DNH - 3	Pozo de visita	0.10	19.80	2.13	5.40	6.90
DNH - 4	Conexión domiciliar	0.29	42.40	22.56	1.70	7.10
DNH - 5	Pozo de visita	0.10	50.60	34.34	3.30	7.50
DNH - 6	Conexión domiciliar	0.77	61.16	17.25	4.00	7.40
DH - 1	Conexión domiciliar	0.45	123.64	56.00	1.90	7.50
DH - 2	Pozo de visita	1.33	37.40	55.89	1.30	6.60
DH - 3	Pozo de visita	1.06	0.00	6.06	2.50	6.70
DH - 4	Conexión domiciliar	0.17	27.40	9.76	2.60	7.10
DD - 1	Descarga	0.05	9.24	20.50	1.90	7.30
DD - 2	Descarga	0.06	22.90	21.55	2.20	6.60
DD - 3	Descarga	0.15	22.50	17.17	3.20	7.20

Nota: DNH= descarga de tipo doméstico; DH = descarga de tipo hospitalaria; y DD= descarga a cuerpo receptor.

Tabla 2. Análisis de normalidad para los datos obtenidos por tipo de descarga

ID - Parámetro evaluado		Shapiro - Wilk		
		Estadístico	gl	Sig. (P bilateral)
DNH	Nitritos	0.80	6	0.05
	Nitratos	0.93	6	0.60
	N. Amoniacal	0.98	6	0.93
	OD	0.93	6	0.62
	pH	0.97	6	0.87
	T	0.88	6	0.25
DH	Nitritos	0.94	4	0.66
	Nitratos	0.88	4	0.33
	N. Amoniacal	0.76	4	0.05
	OD	0.91	4	0.47
	pH	0.92	4	0.56
	T	0.70	4	0.01
DD	Nitritos	0.82	3	0.17
	Nitratos	0.77	3	0.05
	N. Amoniacal	0.92	3	0.44
	OD	0.91	3	0.42
	pH	0.85	3	0.25
	T	1.00	3	0.89

Tabla 3. Estadística descriptiva de los datos obtenidos en campo y en laboratorio.

Parámetro evaluado - ID		N	Media	Mediana	Desv. estándar	Error estándar	Mínimo	Máximo
Nitritos [mg/L NO ₂]	DNH	6	0.408	0.196	0.423	0.173	0.095	1.089
	DH	4	0.752	0.757	0.533	0.267	0.170	1.325
	DD	3	0.087	0.063	0.054	0.031	0.049	0.149
	Total	13	0.440	0.170	0.459	0.127	0.049	1.325
Nitratos [mg/L NO ₃]	DNH	6	52.033	46.500	25.480	10.402	19.800	96.000
	DH	4	47.110	32.400	53.413	26.707	0.000	123.640
	DD	3	18.213	22.500	7.774	4.488	9.240	22.900
	Total	13	42.714	37.400	34.551	9.583	0.000	123.640
Nitrógeno Amoniacal [mg/L NH ₃ /NH ₄ ⁺]	DNH	6	24.866	26.529	14.213	5.802	2.128	42.421
	DH	4	31.928	32.826	27.773	13.886	6.060	56.000
	DD	3	19.739	20.500	2.286	1.320	17.170	21.547
	Total	13	25.856	21.547	17.321	4.804	2.128	56.000
OD [mg/L]	DNH	6	2.817	2.500	1.715	0.700	0.900	5.400
	DH	4	2.075	2.200	0.602	0.301	1.300	2.600
	DD	3	2.433	2.200	0.681	0.393	1.900	3.200
	Total	13	2.500	2.200	1.227	0.340	0.900	5.400
pH	DNH	6	7.117	7.150	0.331	0.135	6.600	7.500
	DH	4	6.975	6.900	0.411	0.206	6.600	7.500
	DD	3	7.033	7.200	0.379	0.219	6.600	7.300
	Total	13	7.054	7.100	0.341	0.094	6.600	7.500

Tabla 4. Resultados del análisis estadístico de comparación de medias de las concentraciones de los compuestos nitrogenados, oxígeno disuelto y pH evaluados

Parámetro evaluado		gl	F	Sig. (P bilateral)
Nitritos [mg/L NO ₂]	Entre grupos	2	2.19	0.162
	Dentro de grupos	10		
	Total	12		
Nitratos [mg/L NO ₃]	Entre grupos	2	1.01	0.400
	Dentro de grupos	10		
	Total	12		
Nitrógeno Amoniacal [mg/L NH ₃ /NH ₄ ⁺]	Entre grupos	2	0.40	0.682
	Dentro de grupos	10		
	Total	12		
OD [mg/L]	Entre grupos	2	0.40	0.681
	Dentro de grupos	10		
	Total	12		
pH	Entre grupos	2	0.19	0.833
	Dentro de grupos	10		
	Total	12		

En la tabla 5 se realiza un porcentaje de diferencia relativa entre las concentraciones medias de nitratos y nitrógeno amoniacal.

Tabla 5. Diferencia relativa entre las concentraciones medias de nitratos y nitrógeno amoniacal.

Nitratos [mg/L NO ₃]	Nitrógeno Amoniacal [mg/L NH ₃ /NH ₄ ⁺]	%
42.714	25.856	65.2%

Discusión de resultados

Según los resultados de la tabla 4, se considera que no existen diferencias significativas en los parámetros evaluados. Esto permite realizar una comparación de medias entre las concentraciones de nitritos, nitratos, nitrógeno amoniacal, oxígeno disuelto y pH mostrados en la tabla 3.

Cárdenas Calvachi y Sánchez Ortiz (2013) mencionan que el amonio es el principal compuesto nitrogenado inorgánico en aguas residuales, debido principalmente a la descomposición de materiales proteicos, sin embargo, en los resultados obtenidos se puede observar mediante la comparación de medias de

los muestreos realizados que los compuestos con mayor concentración son los nitratos.

Con la revisión de la comparativa de medias realizadas se observa que el compuesto nitrogenado con mayor presencia son los nitratos con valores medios de 42.714 mg/L. Posterior se encuentra el nitrógeno amoniacal con valores medios de 25.856 mg/L (equivalente a 34.82 mg/L de amonio) y de ultimo los nitritos con valores medios de 0.440 mg/L.

Este fenómeno se puede explicar debido a la presencia de oxígeno disuelto en el agua, este colabora en el proceso de oxidación del nitrógeno amoniacal a nitritos y posteriormente a nitratos.

A lo largo del recorrido en el drenaje, las aguas residuales sufren un proceso de oxigenación, principalmente en los pozos de visita, donde muchas veces por las pendientes de diseño se forman caídas de agua. El valor promedio total de oxígeno disuelto en las aguas residuales analizadas fue de 2.500 mg/L tal como se muestra en la tabla 3.

Gómez-Lucena, Camacho y Rodríguez-Díaz (2023) respaldan lo antes mencionado al haber evaluado el cambio de concentraciones de los compuestos nitrogenados a lo largo de una red de distribución.

Sus resultados arrojan que con condiciones de oxígeno disuelto adecuados las concentraciones iniciales de nitrógeno amoniacal y oxígeno disuelto tienden a reducirse mientras que las concentraciones de nitratos tienden a aumentar

Al realizar comparaciones de la concentración media de nitratos con el nitrógeno amoniacal, y evaluando un porcentaje de diferencia relativa podemos determinar que la concentración de nitratos (42.714 mg/L) es un 65.2% mayor que la concentración de nitrógeno amoniacal (25.856 mg/L), tal como se muestra en la tabla 5.

Con los resultados se puede analizar que los nitritos solo son una fase de transición, teniendo valores muy bajos al compararlos con el nitrógeno amoniacal y los nitratos, esto se justifica considerando el ciclo del nitrógeno, en donde mediante el proceso de nitrificación el nitrógeno amoniacal se oxida en nitritos para posterior oxidarse en nitratos. En los resultados

obtenidos, la concentración media de nitritos es de 0.44 mg/L con un valor máximo de 1.325 mg/L.

Al evaluar los entes generadores de manera independiente, los nitritos en las aguas residuales de origen hospitalaria (DH) con valores medios de 0.752 mg/L, presentan concentraciones medias más altas que los de origen domésticos (DNH) cuyo valor medio fue de 0.408 mg/L.

Para el caso de nitratos y nitrógeno amoniacal la situación es inversa. Las aguas residuales de origen domestico presentan concentraciones medias más altas (nitratos 52.033 mg/L y nitrógeno amoniacal 24.866 mg/L) que las encontradas en las aguas residuales de origen hospitalario (nitratos 47.110 mg/L y nitrógeno amoniacal 31.928 mg/L)

Los resultados estadísticos que se muestran en la tabla 4, muestran que los valores de significancia para todos los valores evaluados son superiores al 5%, lo que indica que no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las aguas residuales de origen hospitalario y doméstico.

El alcance del estudio no evaluó otros parámetros como carga orgánica, caudales y otros factores que puedan brindar más interés en la comparativa entre estos dos sectores de generación.

Al momento de analizar el recorrido de las aguas residuales desde la candela hacia la descarga no se puede definir un comportamiento típico, esto debido a que no se realizó trazabilidad de todo el flujo del drenaje.

Tener mayor presencia de nitratos es un tema de evaluación debido a que este es muy nocivo para los humanos. Sin embargo, es menos perjudicial que el nitrógeno amoniacal para la fauna acuática (principalmente peces) debido a que es limitada su absorción a través de las branquias (Cárdenas & Sánchez, 2013).

Conclusiones

Según los datos expuestos, se puede concluir que los sistemas de drenaje brindan condiciones que favorecen los procesos de nitrificación de las aguas residuales, causando que se dé un proceso de transformación del

nitrógeno amoniacal en nitratos. Esto ocasiona que los nitritos con concentraciones medias de 0.44 mg/L presenten valores muy bajos, debido a que esta etapa solo actúa como transición entre el nitrógeno amoniacal (concentraciones medias de 25.856 mg/L) y los nitratos (concentraciones medias de 42.714 mg/L).

Podemos concluir que las concentraciones medias del nitrato (42.714 mg/L) es un 65.2% mayor que la concentración media de nitrógeno amoniacal (25.856 mg/L)

De igual forma considerando el análisis estadístico de compuestos inorgánicos de nitrógeno efectuado, se concluye que no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las aguas residuales domésticas y de origen hospitalario.

Los altos niveles de compuestos nitrogenados en los drenajes pueden representar una amenaza para la salud y los ecosistemas, lo que requiere acciones inmediatas para ampliar la investigación y controlar las fuentes de contaminación y proteger la calidad de los cuerpos de agua a largo plazo.

Agradecimientos

A EMPAGUA por el apoyo en los accesos a drenajes de la Ciudad de Guatemala, así como al Servicio Alemán de Intercambio Académico (DAAD) por el apoyo dado durante esta investigación.

Financiamiento

Este trabajo fue financiado con recursos propios de los autores y del Servicio Alemán de Intercambio Académico (DAAD) año 2023 y 2024.

Conflicto de interés

Los autores declaran no tener ningún tipo de conflicto de interés que pudiera haber influido en esta investigación.

Como citar este documento

Cáceres Sobalvarro, E.A., & Paque López, C. (2024). Estudio exploratorio de nitritos, nitratos y nitrógeno amoniacal en drenaje urbano de Guatemala. *Agua, Saneamiento & Ambiente*, 19(1), 1-11.
<https://doi.org/10.36829/08ASA.v19i1.1719>

Consentimiento informado

No aplica.

Contribuciones de autor

Conceptualización, trabajo de campo, tabulación, análisis y escritura: E.A.C.S y C.P.L.

Referencias

- Agencia para sustancias tóxicas y el Registro de Enfermedades. (2017). *ToxFAQs - Nitrato y Nitrito*. Obtenido de https://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts2_04.html
- Argueta Galvez, J. E., & Aguilar Carrera, F.A.D. (2017). Efectos de la variabilidad de concentraciones de nutrientes en un medio de algas clorofitas en agua residual. *Agua, Saneamiento y Ambiente*, 12(1), 26-33. <https://doi.org/10.36829/08ASA.v12i1.1426>
- Cárdenas Calvachi, G.L., & Sánchez Ortiz, I.A. (2013). Nitrógeno en aguas residuales: orígenes, efectos y mecanismos de remoción para preservar el ambiente y la salud pública. *Universidad y Salud*, 15(1) 72 – 88. <https://revistas.udenar.edu.co/index.php/usalud/article/view/375>
- Comisión Económica para América Latina y el Caribe [CEPAL]. (2023). *Plataforma urbana y de ciudades*. Obtenido de <https://plataformaurbana.cepal.org/es/node/129>
- Cruz Cruz, D., Peña Cabrera, E., Vázquez, M. A., & Villegas Gómez, C. (2019). Nitrógeno: ¿Elemento esencial? Importancia en la química de los productos naturales. *Naturaleza y Tecnología*, 6(2), 16-21. <http://www.naturalezaytecnologia.com/index.php/nyt/article/view/352/pdp>
- Espino Valdes, M. S. (2003). *Estudio de nitrificación-desnitrificación de un efluente secundario de tratamiento de aguas residuales mediante un sistema de reactores biológicos en serie*. [Tesis de graduación de doctorado en Ciencia y Tecnología Ambiental, Centro de Investigación en Materiales Avanzados, S.C.]. <https://cimav.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1004/429>
- Fundación para la conservación del agua de la región metropolitana de Guatemala [FUNCAGUA]. (2024). *Clima en Guatemala*. Obtenido de <https://funcagua.org.gt/clima-en-guatemala/>
- Gómez-Lucena, I., Camacho, E., & Rodríguez-Díaz, J. A. (2023). *Modelización de las reacciones de nitrificación en redes de distribución de aguas regeneradas (NITRINET)*. Repositorio Institucional de Producción Científica. <https://hdl.handle.net/10953/2973>
- González, L. (2013). Nitrógeno amoniacal, importancia de su determinación. *Mente & Materia*, 4(1), 12-13. <https://revistas.utp.ac.pa/index.php/mente-y-materia/article/view/334/pdf>
- Pacheco Ávila, J., & Cabrera Sansores, A. (2003). Fuentes principales de nitrógeno de nitratos en aguas residuales. *Ingeniería*, 7(2), 47-54. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=46770204>
- Pacheco Ávila, J., Pat Canul, R., & Cabrera Sansores, A. (2002). Análisis del ciclo del nitrógeno en el medioambiente con relación al agua subterránea y su efecto en los seres vivos. *Ingeniería*, 6(3), 73-81. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=46760308>
- Posada Bustamante, B. (1994). La degradación del concreto armado. *Revista Universidad EAFIT*, 30(93), 83–98. <https://publicaciones.eafit.edu.co/index.php/revista-universidad-eafit/article/view/1417>
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente [PNUMA]. (2023). *Cuatro razones para limitar la contaminación por nitrógeno*. Obtenido de <https://www.unep.org/es/noticias-y-reportajes/reportajes/cuatro-razones-para-limitar-la-contaminacion-por-nitrogeno>
- Samayoa Monzón, M., & Dubois Navas, M. (2018). *Evaluación de la eficiencia del tratamiento del agua residual en el centro de atención de niños Los Cedros y centro de atención de las Rosas, ubicada en Ciudad Nueva, zona 2 de la Ciudad de Guatemala*. Ciudad de Guatemala. [Trabajo de graduación de licenciatura, Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia, Universidad de San Carlos de Guatemala].

Artículo Científico / Scientific Article

Análisis de la biodigestión para la obtención de metano (CH₄) a partir de residuos orgánicos generados en la hacienda la Estrella, Ecuador.

Analysis of biodigestion to obtain methane (CH₄) from organic waste generated at hacienda la Estrella, Ecuador.

Roberto Johan Barragán Monrroy¹ , María Fernanda Reinoso Triana¹ , Carolina TayHing Cajas¹  y Carla María Sabando Cedeño¹ 

¹Universidad Técnica Estatal de Quevedo;

Dirección para recibir correspondencia: roberto.barragan2014@uteq.edu.ec

Recibido: 09/04/2024

Revisión: 18/10/2024

Aceptado: 10/11/2024

Resumen

Las emisiones de metano en la ganadería son generadas principalmente por la descomposición del estiércol almacenado o tratado, y aunque este en pequeñas cantidades no es tóxico, una exposición a largo plazo puede generar efectos negativos. La investigación aborda la necesidad de optimizar el proceso de conversión de estiércol bovino en biogás para reducir y aprovechar las emisiones de metano como fuente de energía limpia. El objetivo principal fue realizar un análisis de las deyecciones bovinas de la hacienda ganadera La Estrella para generar biogás utilizando un biodigestor piloto tipo batch. Se empleó un tanque de 208 l y se ocupó el 75% de su capacidad (156 l de estiércol + agua), se adaptó un higrómetro digital para medir la variación de temperatura y humedad interna, se monitorizó el metano con un equipo de gases GD, se calculó la cantidad de energía liberada, y se realizaron análisis en laboratorio del pH, sólidos totales, volátiles y fijos con el propósito de evaluar el comportamiento de las variables durante el tiempo de retención (1 mes). Los resultados mostraron una temperatura promedio de 40.6°C, humedad del 96.1%, concentración de metano de 23696 ppm, pH de 7.01 y contenidos de ST 15%, STV 5.81% y STF 9.66%, mismos que indicaron un correcto funcionamiento del biodigestor en cuanto a la calidad de producción de biogás. Se concluye que la investigación cumplió con los requisitos para el proceso anaeróbico y la obtención de metano.

Palabras claves: digestión anaerobia, biodigestor, metano, biogás, estiércol, vacuno.

Abstract

Methane emissions from livestock farming are generated mainly by the decomposition of stored or treated manure, and although small quantities of methane are not toxic, long-term exposure due to livestock farming practices can have negative effects. The research addresses the need to optimize the process of converting bovine manure into biogas to reduce these emissions and take advantage of methane as a clean energy source. The main objective was to perform an analysis of bovine manure from the La Estrella cattle farm to generate biogas using a batch-type pilot biodigester. A 208-l tank was used and 75% of its capacity was occupied (156 l of manure + water), a digital hygrometer was adapted to measure the variation in temperature and internal humidity, methane was monitored with a GD gas equipment, the amount of energy released was calculated, and laboratory analyses of pH, total, volatile and fixed solids were performed in order to evaluate the behavior of the variables during the retention time (1 month). The results showed an average temperature of 40.6 °C, humidity of 96.1%, methane concentration of 23,696 ppm, pH of 7.01 and contents of ST 15%, STV 5.81% and STF 9.66%, which indicated a correct operation of the biodigester in terms of the quality of biogas production. From the above, it is concluded that the research met the requirements for the anaerobic process and the obtaining of methane.

Key words: anaerobic digestion, biodigester, methane, biogas, manure, cattle.



© 2024 Roberto J. Barragán M., María F. Reinoso T., Carolina. TayHing C., y Carla M. Sabando C.

Agua, Saneamiento & Ambiente, es editada por la Universidad de San Carlos de Guatemala.

Esta obra está protegida bajo una licencia Creative Commons Atribución-NoComercial-Compartir Igual 4.0. <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/deed.es>

Introducción

La creciente problemática a nivel mundial de los residuos orgánicos y las emisiones de gases constituye uno de los desafíos más urgentes que se enfrentan en la actualidad. La gestión deficiente de los residuos sólidos orgánicos es uno de los principales generadores de gases de efecto invernadero, incluido el metano (CH_4), lo que conduce a la contaminación del suelo y las fuentes de agua. Además, deteriora la calidad del aire, exacerbando así estos impactos negativos en el entorno y contribuyendo al cambio climático (Hernández, 2022). Por ello, es fundamental implementar sistemas eficaces de gestión de residuos, que permitan reducir las emisiones de gases de efecto invernadero, preservar la calidad de los recursos naturales y proteger la biodiversidad.

En todos los países existen fuentes de energías renovables, cuyo potencial no se ha aprovechado completamente, un claro ejemplo de este tipo de energías y que cada vez se extiende un poco más es el biogás, que se posiciona como una energía limpia y que, además, contribuye al ahorro de costes de producción, siendo utilizada como una herramienta en la lucha contra la problemática ambiental actual (Gutierrez, 2022). Una alternativa esencial para mejorar la gestión de los desechos mediante el uso del biogás es la valorización energética de los residuos. Esta práctica se ha convertido en un área de investigación y desarrollo de suma relevancia, ya que posibilita la captura y utilización del biogás como fuente de combustible y/o electricidad (Varnero, 2011; Zelaya, 2017).

La digestión anaeróbica al ser solución sostenible para gestionar los residuos orgánicos que ocurre naturalmente en ausencia de oxígeno ofrece múltiples ventajas. No solo permite la generación de energía renovable y la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero, sino que también produce subproductos valiosos y fomenta una gestión más sostenible de los residuos. Esto se logra utilizando un biodigestor, el cual produce biogás, compuesto principalmente por metano, vapor de agua y compuestos orgánicos y al utilizar biogás como fuente de energía renovable resulta eficaz y económicamente beneficioso, además de contribuir positivamente al medio ambiente (Lucas et al., 2012; Palau & Carmen, 2016; Sánchez, 2017).

El proceso de obtención de biogás ha demostrado una alta eficiencia durante su ejecución, ya sea a corto o largo plazo. En este sentido, el sistema de supervisión de los parámetros debe enfocarse en el comportamiento de las variables que intervienen en el proceso anaeróbico, para una correcta identificación de los tiempos requeridos para la generación de biogás. (Gómez et al., 2021). En la ciudad de Querétaro, México, se aprovecharon las excretas animales en un rancho ganadero mediante la implementación de un biodigestor automatizado, los resultados mostraron que el uso de sensores para la medición de la temperatura, presión y metano ($28 - 31^\circ\text{C}$; 1.20 kPa, 546 ppm), respectivamente, fueron viables para la identificación de los parámetros que intervienen en la generación de biogás (Ramírez et al., 2017). Por otra parte, Roldán et al., (2021) utilizó un biodigestor de tipo salchicha tubular de plástico de polietileno, sometido a un corto tiempo de retención del que se obtuvo que, a partir de los 5.81 m^3 de biogás obtenidos en su investigación, el porcentaje de gas metano fue de aproximadamente 70%, lo que correspondió a 4.067 m^3 y generó 18,301.5 kcal de energía, en el noroccidente de la provincia de Pichincha, Ecuador.

En Ecuador, los biodigestores de gran tamaño son escasos ya que predominan los biodigestores de pequeña escala en áreas rurales. A pesar de que el país posee un gran potencial ganadero, especialmente en el cantón Baba, que alberga más de dos mil hectáreas dedicadas a la ganadería (Almache, 2009; Soria & Carvajal, 2013), la ausencia de proyectos e investigaciones enfocados en esta problemática es evidente. Esto se agrava por la escasa difusión del uso del biogás como tecnología en el territorio ecuatoriano en la actualidad (Durazno, 2018).

La problemática de las emisiones de gases de efecto invernadero, como el metano (CH_4), generado por el estiércol bovino, ha sido ampliamente abordada a través de la digestión anaeróbica, la cual ha demostrado su eficacia en la producción de biogás en múltiples estudios. No obstante, en Ecuador, el uso de biodigestores a gran escala es limitado, especialmente en áreas rurales como el cantón Baba, donde la ganadería es una actividad predominante. La presente investigación busca aportar datos específicos sobre la eficiencia de un biodigestor piloto en la hacienda La Estrella, caracterizando las condiciones locales y optimizando el proceso de biodigestión para generar

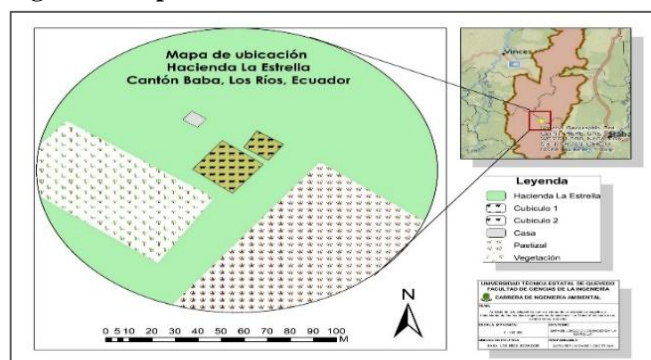
energía renovable de manera sostenible, contribuyendo así a la implementación de tecnologías de aprovechamiento energético en la región, algo que ha sido poco explorado en el contexto ecuatoriano.

El presente estudio se realizó con el objetivo de analizar las deyecciones bovinas de la hacienda ganadera La Estrella para generar biogás, además, con la información obtenida se busca establecer un precedente sobre la implementación de un sistema de valorización energética y tratamiento de los residuos orgánicos utilizando un biodigestor a escala piloto, dando mayor relevancia y promoción a la utilización de energías alternativas sostenibles.

Área de localización

La hacienda La Estrella se encuentra ubicada entre los límites territoriales de la cabecera cantonal y la parroquia Isla de Bejucal, en el recinto Arenillas del cantón Baba, como se muestra en la figura 1; el lugar abarca una extensión total de 267 hectáreas y cuenta con dos cubículos designados a la crianza de 277 cabezas de ganado de todas las edades. Sus coordenadas geográficas son: UTM WGS 1984; X: 647652,40 – Y: 9806322,80.

Figura 1. Mapa de la hacienda la Estrella



Materiales y método

Para el desarrollo de la investigación, se aplicaron distintos métodos que permitieron abordar de manera integral el estudio sobre el manejo de residuos orgánicos en la hacienda La Estrella.

Se llevó a cabo un enfoque diagnóstico, que permitió un análisis detallado del estado actual de estos residuos, además, se empleó un enfoque exploratorio, que involucró revisiones preliminares para fundamentar la metodología de investigación,

especialmente en lo relacionado con la tecnología de tratamiento de residuos orgánicos a través de la biodigestión. Los métodos estadísticos descriptivo, paramétrico y no paramétrico fueron fundamentales para analizar la variación de los parámetros medidos en el proceso de biodigestión, asegurando la fiabilidad de los resultados obtenidos. Se utilizaron pruebas de normalidad, test de Kruskal-Wallis, y Anova para evaluar la existencia de diferencias estadísticas significativas entre los distintos datos.

Diseño experimental

El estudio se realizó bajo un diseño experimental completamente al azar utilizando un biodigestor piloto de tipo batch. Se establecieron mediciones en diferentes momentos del tiempo de retención del sustrato, con la finalidad de evaluar la evolución de los parámetros fisicoquímicos y la producción de biogás. Se determinó la cantidad de estiércol a utilizar y la relación estiércol/agua basada en referencias previas sobre digestión anaeróbica. El biodigestor fue construido con un tanque de 208 litros, del cual se ocupó el 75% de su capacidad con la mezcla de estiércol y agua. Se implementaron sensores de temperatura y humedad para el monitoreo continuo de las condiciones internas del sistema. La producción de biogás se midió utilizando un analizador de gases GD calibrado previamente.

Caracterizar la generación de residuos en la hacienda La Estrella

La caracterización de las deyecciones en la hacienda permitió conocer la cantidad de materia orgánica generada. El registro se realizó usando un formato diseñado para la cuantificación diaria, este proceso se desarrolló durante un mes, desde el 9 de octubre hasta el 5 de noviembre del 2023. Para realizar el cálculo de la generación de estiércol que se produce diariamente, se tomó en cuenta el número de vacas de la hacienda, adicionalmente se tomó el valor promedio de generación de estiércol de vaca/día, para esto se utilizó la ecuación 1:

$$ET_g = EPC * \#C_g \quad (1)$$

Donde:

ET_g = La cantidad promedio de estiércol generado en la hacienda en un día (kg/d).

EPC = Cantidad promedio de estiércol generada por una vaca al día (kg/d).

$\#C_g$ = Número de bovinos actuales en la hacienda.

Construcción del biodigestor

En cuanto al biodigestor a escala piloto, este es un sistema experimental o prototipo diseñado para simular y evaluar el funcionamiento de un biodigestor a pequeña escala antes de su implementación a gran escala (Nuhu et al., 2021). Para su construcción se utilizaron diferentes materiales, los pasos a seguir fueron:

- Adaptación de un tanque
- Instalación de llave de paso en la campana de almacenamiento del biodigestor
- Instalación de llave en la parte inferior y céntrica del biodigestor
- Instalación de termómetro digital y manómetro

Por otra parte, las deyecciones fueron recolectadas en baldes plásticos y pesados en una balanza, luego se introdujeron en el biodigestor y se añadió agua de tal manera que se cumpla con la relación estiércol + agua, esta se utilizó en dependencia del tipo de deyección utilizado, en este caso en estado fresco (Tabla 1).

Tabla 1. Relación estiércol + agua

Nº	Tipo de deyección	Relación
1	Bovino fresco	1:1
2	Bovino seco	1:2
3	Porcino	1:2
4	Aves	1:1
5	Equino	1:2
6	Desechos humanos	1:1
7	Desechos vegetales	1:0.5 – 1:2

Fuente: Salazar & Arias (2016)

Determinación del volumen, densidad y sustrato

Se realizaron cálculos para la determinación del volumen (2), densidad (3) y cantidad de sustrato (4), según las ecuaciones 2, 3 y 4 mostradas a continuación:

$$V = \pi r^2 * h \quad (2)$$

Donde:

V = Volumen del estiércol (m^3)

π = Valor de pi

r = Radio del balde (m)

h = Altura que ocupa el estiércol en el recipiente (m)

$$\rho = \frac{M}{V} \quad (3)$$

Donde:

ρ = Densidad (kg/m^3)

M = Masa del estiércol (kg)

V = Volumen (m^3)

$$Vs = Cc * 0,75 \quad (4)$$

Donde:

Vs = Volumen del sustrato (l)

Cc = Capacidad del recipiente (l)

Monitoreo de metano (CH_4)

Se llevaron a cabo mediciones de gas metano (CH_4) utilizando un equipo de gases CGD02A previamente calibrado, estas se realizaron semanalmente desde el 14 de diciembre del 2023 hasta el 4 de enero del 2024, y se obtuvieron directamente de la llave del biodigestor ubicada en la campana de almacenamiento.

La primera medición se llevó a cabo el día 14, puesto que luego de los primeros siete días de operabilidad del tanque se realizó un proceso de purga: “abrir la llave por unos segundos para liberar aire que impida la consecuente formación de metano”. La distancia de medición fue de 5 cm, conforme a las especificaciones del equipo. Los datos se obtuvieron en unidades de ppm.

Valoración energética

Se tomó como base la cantidad total de las deyecciones y mediante regla de tres se obtuvo el volumen en metros cúbicos de biogás por cada kilogramo de materia orgánica, también se obtuvo el volumen de metano contenido en el total del biogás. Además, se calculó la energía liberada por el biogás y CH_4 y el porcentaje que representó cada uno en la composición final.

El volumen total de biogás producido se determinó a partir de la cantidad de estiércol introducido en el biodigestor, utilizando la relación de generación de biogás por kilogramo de estiércol. Para este estudio, se empleó la concentración de metano medida con el equipo CGD02A y, mediante cálculos basados en la regla de tres, se estimó el volumen de biogás generado por cada kilogramo de estiércol añadido. La fórmula utilizada para estimar el volumen de biogás producido por kg de estiércol fue:

$$\text{Volumen de biogas (m}^3\text{)} = \frac{\text{Volumen total del biogas}}{\text{Cantidad de estiércol}} \quad (5)$$

Este enfoque permitió obtener la cantidad de biogás producido por kilogramo de materia orgánica,

facilitando así la evaluación de la eficiencia del proceso de digestión anaeróbica.

Monitoreo de parámetros fisicoquímicos

Se realizó un monitoreo de varios parámetros fisicoquímicos como la temperatura y humedad, cuya medición se realizó en tres momentos distintos del día (6 a. m., 12 p. m. y 6 p. m.) durante 38 días, desde el 1 de diciembre de 2023 hasta el 7 de enero de 2024. Por otro lado, se midió en laboratorio de química de la Universidad Técnica Estatal de Quevedo, el pH, sólidos totales, volátiles y fijos, una vez por semana en el mismo período de tiempo que se registraron los datos de las variables mencionadas anteriormente.

Análisis estadístico

Los parámetros: temperatura, humedad, pH, metano, sólidos totales, volátiles y fijos; se procesaron con análisis estadísticos usando el software InfoStat. Se realizaron pruebas de normalidad de Shapiro-Wilk y Kolmogorov-Smirnov (Toledo et al., 2014). Después de la prueba de normalidad, se seleccionó entre análisis paramétricos y no paramétricos. La elección entre Kruskal-Wallis y ANOVA dependió de los supuestos para ANOVA paramétrico. Si los datos no eran normalmente distribuidos, se optó por Kruskal-Wallis para comparar grupos independientes (Amat, 2016).

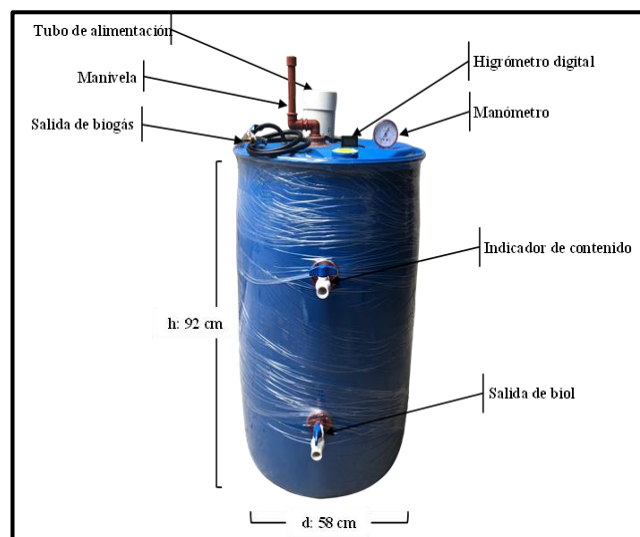
Construcción del biodigestor

En la figura 2 se muestra el modelo construido. Se construyó un biodigestor de tipo batch, para lo cual se utilizó un tanque de 208 l, en este se adaptaron tres llaves de paso; una en la parte superior, conectada a una manguera para la salida del biogás; otra en la zona central superior, funcionando como indicador de la altura del contenido en el tanque; y una tercera en la parte inferior, destinada a la extracción del biol.

Para la alimentación del biodigestor con la mezcla orgánica se añadió un tubo de entrada, adicionalmente, se instaló un higrómetro digital para el control diario de la temperatura, así como un manómetro para el seguimiento semanal de la presión generada por el biogás en la cúpula del tanque.

Por último, en la parte superior del tanque se instaló una manivela que cuenta con aspas diseñadas para agitar y mezclar la materia orgánica contenida en el tanque de manera efectiva.

Figura 2. Modelo de biodigestor tipo batch.



Resultados

Caracterización de las deyecciones

Los datos obtenidos se encuentran detallados en la tabla 2, expresados en kilogramos. Se muestra que un solo ejemplar de ganado en la hacienda La Estrella produce, en promedio, 47.53 kg de estiércol al día.

Tabla 2. Registro de caracterización diaria de estiércol bovino

Sem.	1	2	3	4	
Lunes	11.60	10.56	8.62	11.37	
Martes	10.56	11.48	10.90	13.69	
Miércoles	11.50	13.62	12.57	11.98	
Jueves	9.67	11.78	12.56	11.29	
Viernes	12.46	10.98	11.69	13.50	
Sábado	11.88	9.48	12.76	11.86	
Domingo	12.38	12.02	13.99	15.24	
Total	80.77	79.92	83.09	88.89	332.54
Prom.	11.54	11.42	11.87	12.70	47.53
D.E.	1.26	1.29	1.72	1.47	5.75

Este valor se utilizó como base para calcular la generación diaria promedio de estiércol para el conjunto completo de ganado en la hacienda misma que cuenta con 277 vacas. Utilizando la ecuación 1, se obtuvo que la cantidad total de deyecciones que es generada por todo el ganado de la hacienda La Estrella es de 13,165.81 kg/día.

Recolección de materia orgánica

La cantidad de estiércol recolectada fue de 65.5 kg en estado fresco. Esta materia prima se obtuvo mediante una cuidadosa recolección manual, seleccionando estiércol que no contenía tierra, montes u otros objetos ajenos a su contenido. El proceso de recolección se llevó a cabo durante tres días. En el primer día, se recolectaron 19.7 kg; en el segundo día, 21.77 kg; y en el tercer día, 24.03 kg, sumando un total de 65.5 kg. Mismo que fue mezclado con base en la relación 1:1 (estiércol más agua) e introducido en el tanque.

Determinación del volumen, densidad y sustrato

Se determinó el volumen de estiércol presente en el tanque, mismo que fue de 0.18 m^3 .

$$V = \pi * (0.29\text{m})^2 * 0.69\text{m} = 0.18 \text{ m}^3$$

La densidad del estiércol presente en el biodigestor piloto corresponde a 363.88 kg/m^3 , lo cual es un indicador de la presencia de una mayor cantidad de biogás, ya que la densidad más alta sugiere que hay una considerable cantidad de materia orgánica presente, y, en consecuencia, condiciones adecuadas para el desarrollo de los microorganismos anaerobios.

$$\rho = \frac{65.5 \text{ kg}}{0.18 \text{ m}^3} = 363.88 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3}$$

En base al cálculo se requirieron 156 litros de sustrato para alimentar el biodigestor. Esta cantidad se dividió equitativamente, añadiendo 78 litros de estiércol y 78 litros de agua al biodigestor, según la relación 1:1 estiércol + agua. Una vez completado este proceso, la mezcla de estiércol y agua se introdujo en el biodigestor, dando inicio al proceso de biodigestión dentro del tanque.

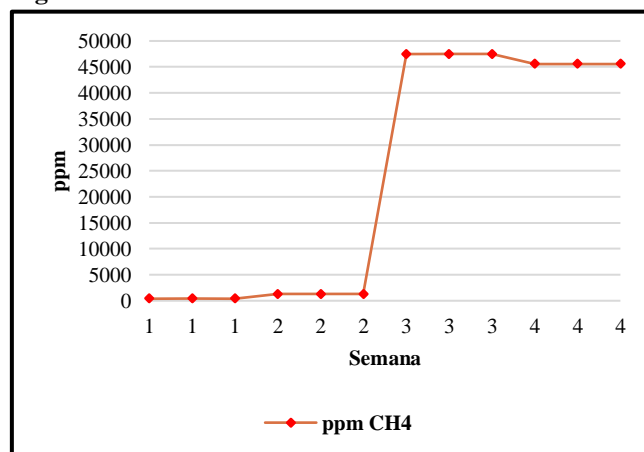
$$Vs = 208 \text{ l} * 0.75 = 156 \text{ l}$$

Monitoreo de metano (CH_4)

En la figura 3 se representa el comportamiento de las concentraciones de metano, mismas que aumentaron gradualmente durante las diferentes semanas, con valores que oscilaron entre los 400 ppm

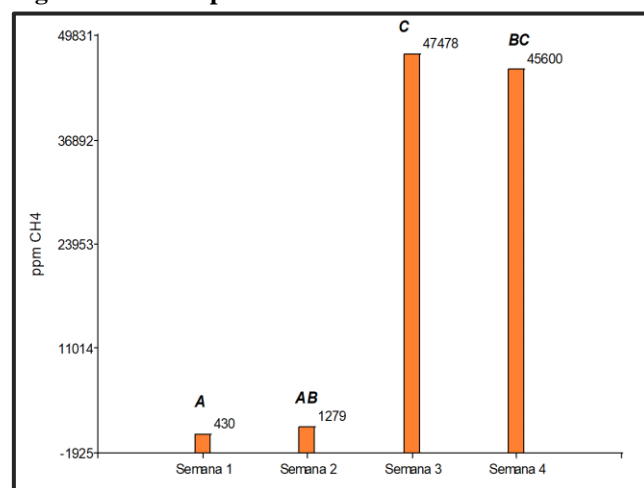
hasta casi 50,000 ppm. Al concluir la primera semana de operación del tanque, se registró un total de 430 ppm de CH_4 , y al finalizar el pico máximo de CH_4 fue de 47,478 ppm.

Figura 3. Medición semanal de CH_4



El valor del test de Kruskal-Wallis ($H = 10.38$) con un p-valor de 0.0156 indicó que existen diferencias estadísticamente significativas en las concentraciones de CH_4 entre las diferentes semanas, la figura 4 muestra que las concentraciones de CH_4 en la semana 3 son significativamente diferentes a las de las otras semanas y se observa una tendencia creciente en las concentraciones de CH_4 desde la semana 1 hasta la semana 3, con una disminución en la semana 4.

Figura 4. Niveles promedios de CH_4



Valoración energética

En la tabla 3 se puede observar que el volumen total de biogás que se generó para el biodigestor fue de 0.21288 m³, mientras que el CH₄ ocupó 0.14901 m³ de este volumen. Además, se obtuvo una energía total de biogás de 1,000.51 kcal/ m³, mientras que el metano ocupó 670.56 kcal/ m³ de esta energía, que representa el 67% del contenido total.

Tabla 3. Valoración energética del biogás

Gas	Volumen (m ³)	Energía (kcal/ m ³)	%
Biogás	0.21288	1000.51	100%
Metano	0.14901	670.56	67%

Utilizando la cantidad de estiércol recolectado (65.5 kg) y el volumen total de biogás generado (0.21288 m³), se obtiene que la producción específica de biogás y metano es de:

$$\text{Volumen de biogas (m}^3\text{)} = \frac{0.21288\text{m}^3}{65.5\text{kg}} = 0.00325\text{m}^3/\text{kg}.$$

$$\text{Volumen de CH}_4 = \frac{0.14901\text{m}^3}{65.5\text{kg}} = 0.00227\text{m}^3/\text{kg}.$$

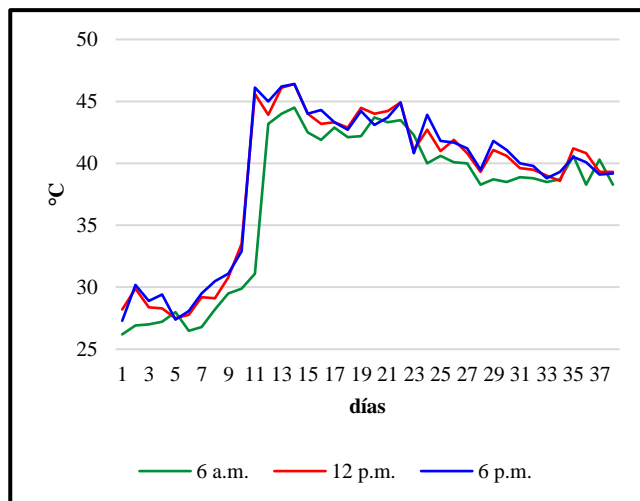
Así, la producción de metano se puede expresar como 39.21 ml de CH₄ por gramo de SV añadidos. Por lo tanto, la producción de metano es de 39.21 m³ de CH₄ por ton de SV añadidos.

La presente investigación aporta nuevos datos científicos sobre la eficiencia de un biodigestor a escala piloto, evaluando el potencial de generación de metano a partir de estiércol bovino bajo las condiciones específicas de la hacienda La Estrella, en el cantón Baba, Ecuador. Al caracterizar la producción de biogás y metano por kilogramo de sólidos volátiles, este estudio ofrece un enfoque replicable y adaptado al contexto ecuatoriano, que puede mejorar el aprovechamiento energético de los residuos ganaderos y contribuir al desarrollo de tecnologías sostenibles en el país.

Temperatura

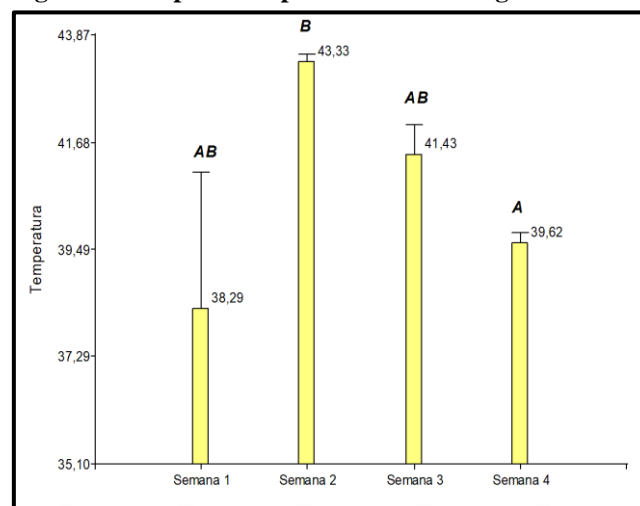
Tal como se muestra en la figura 5, la temperatura interna del biodigestor se mantuvo constante en los tres horarios durante los primeros diez días. Sin embargo, a partir del día 11, se registró un aumento significativo en esta variable, alcanzando picos de hasta 45°C en todos los horarios de medición.

Figura 5. Temperatura interna del biodigestor



Por consiguiente, en la figura 6 se representa la temperatura promedio del biodigestor. El valor del test de Kruskal-Wallis ($H = 11.10$) con un p-valor de 0.0112 indica que existieron diferencias significativas en las temperaturas, principalmente en las semanas 2, donde se registró el promedio más alto y en la semana 4, como se muestra en la figura 6. Esto pudo verse influenciado por la temperatura promedio de la zona donde se ubicó el digestor, la cual fue de 26.5°C, la cual se mantuvo en rangos estables de acuerdo con las condiciones climatológicas del cantón Baba, contribuyendo al proceso de biodigestión.

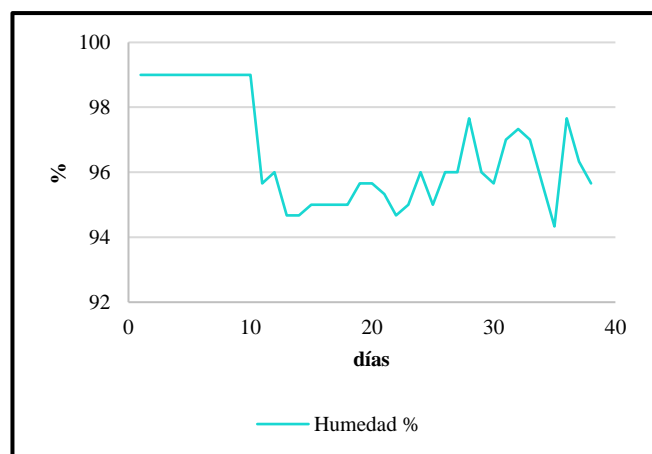
Figura 6. Temperatura promedio del biodigestor



Humedad

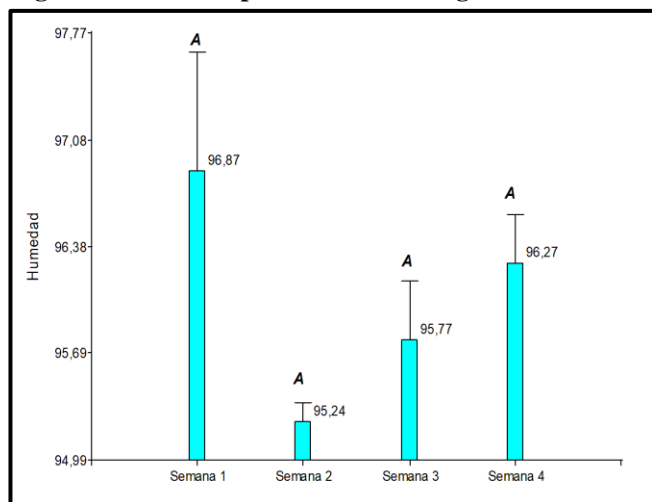
En la figura 7, se observa que este parámetro experimentó un descenso gradual. En el día 11, se registró el primer cambio, disminuyendo del 99% al 95%, este cambio se produjo al mismo tiempo del cambio de temperatura, esto se debe a que ambas variables interactúan mutuamente. Posteriormente, la humedad se mantuvo dentro de rangos entre el 94% y el 97%. El porcentaje de humedad promedio del contenido del biodigestor durante los días de retención fue del 96.1%.

Figura 7. Humedad interna del biodigestor



Por su parte, el test de Kruskal-Wallis ($H = 10.38$) con un p-valor de 0.0156 afirma que existieron diferencias significativas, principalmente en las semanas 2 y 4, como se evidencia en la figura 8.

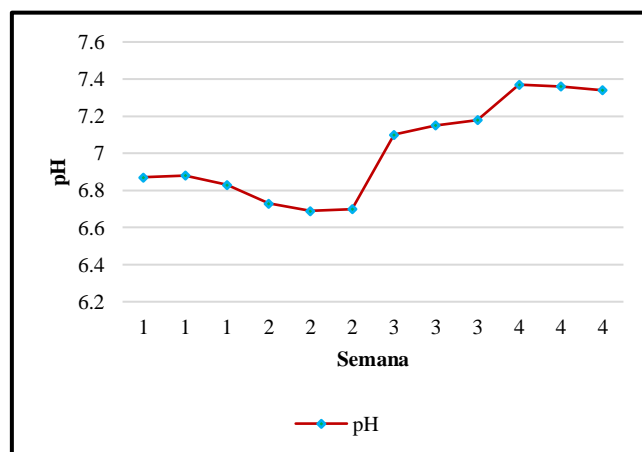
Figura 8. Humedad promedio del biodigestor



pH

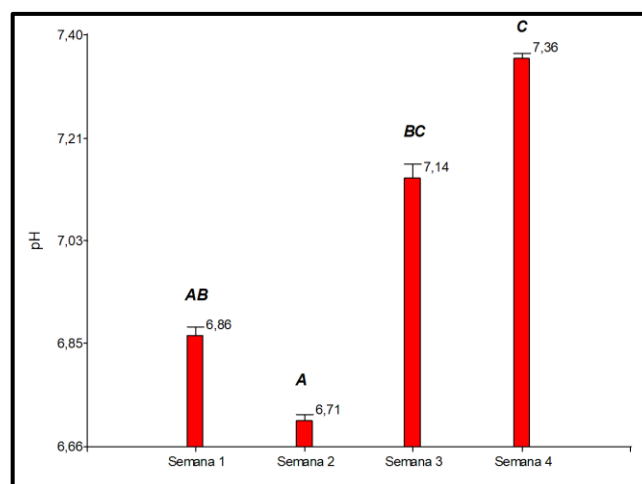
En la figura 9 se puede observar el comportamiento del pH, el cual transcurrida la primera semana de operación del biodigestor mostró un rango ligeramente ácido de pH, 6.86, valor que no tuvo mayor cambio 14 días después del periodo. Por el contrario, en la tercera y cuarta semana los datos registrados (7.14; 7.36) indicaron rangos de neutralidad en el proceso anaerobio.

Figura 9. Medición semanal de pH



Por su parte, la prueba de Kruskal-Wallis ($H = 10.38$) con un p-valor de 0.0156 afirma que existieron diferencias significativas, principalmente en las semanas 2 y 4, como se evidencia en la Figura 10.

Figura 10. Rangos promedios de pH

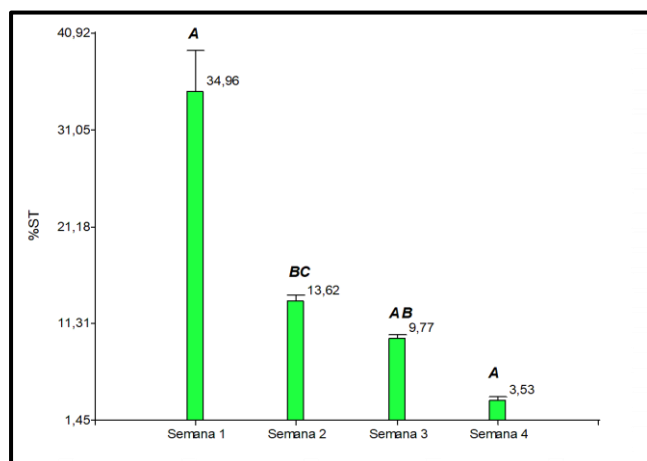


Sólidos totales (ST)

El contenido de ST experimentó una disminución progresiva a lo largo del tiempo de retención, como se observa en la figura 8. El proceso de biodigestión inició con un valor promedio de 34.9% de ST, luego, el porcentaje de ST disminuyó, se registró un 3.53% de contenido una vez concluido el proceso anaeróbico.

En base a la prueba de Kruskal-Wallis ($H = 10.38$) con un p-valor de 0.0156 se demostró que existieron diferencias significativas en los datos, principalmente en las semanas 1 y 4, como se evidencia en la figura 11.

Figura 11. Promedio de sólidos totales

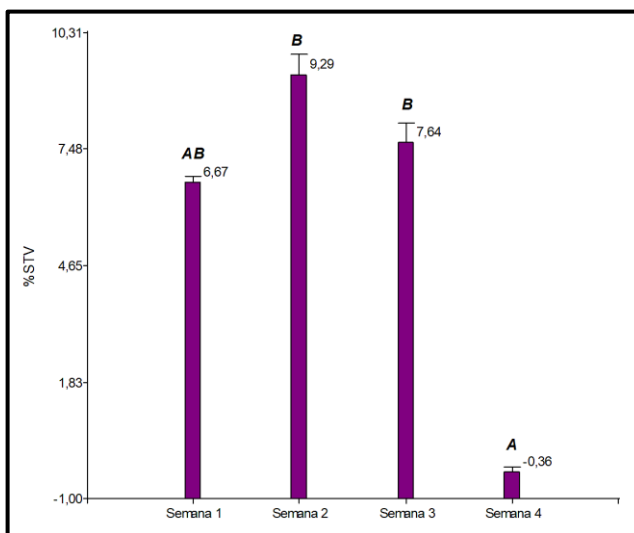


Sólidos totales volátiles (STV)

Al inicio del proceso, el porcentaje promedio de STV, fue de 6.67%, el cual experimentó un ligero aumento durante la segunda semana de operación del proceso, así se visualiza la figura 12. Al concluir el tiempo de retención, se registró un valor negativo en el porcentaje los STV, alcanzando -0.36%, esto indica una remoción que excede el 100% del contenido orgánico presente en los STV.

En consecuencia, la prueba de Kruskal-Wallis ($H = 9.51$) con un p-valor de 0.0232 señala que existieron diferencias significativas en los datos, principalmente en las tres últimas semanas del proceso, como efecto de la actividad microbiana.

Figura 12. Promedio de sólidos totales volátiles

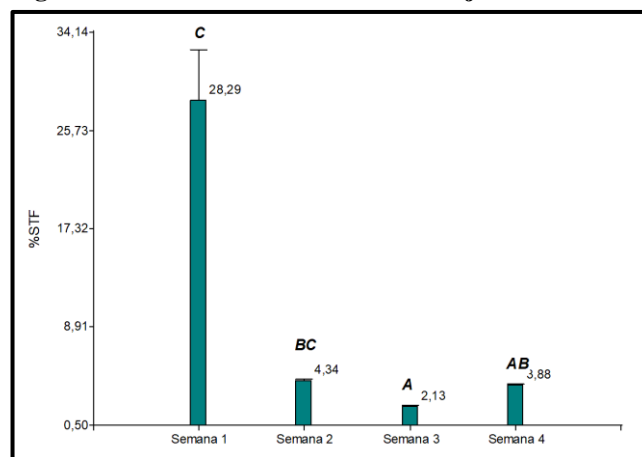


Sólidos totales fijos (STF)

Al inicio de la operación el sistema anaerobio registró un contenido promedio del 28.29% de STF, en la segunda semana los STF se redujeron a 4.34%. Posteriormente, los STF registraron al final apenas un 3.88% de presencia, lo que indica que sufrieron una remoción del 86% de su contenido durante el tiempo de retención.

En base a la prueba de Kruskal-Wallis ($H = 10.38$) con un p-valor de 0.0156 confirma que en la semana uno y tres existieron diferencias estadísticamente significativas con respecto a los datos, como se observa en la figura 13.

Figura 13. Promedio de sólidos totales fijos



Discusión de resultados

El tiempo de retención al que fue sometido el sustrato fue de 38 días, esto debido a que luego de los siete días de operabilidad del biodigestor se realizó un proceso de purga, que consistió en abrir la llave de paso del biogás por unos segundos para liberar el aire que impide la consecuente formación de metano, por ende, la primera medición de metano se realizó en el día 14, es decir, la primera semana del proceso anaeróbico ininterrumpido, de la cual se registró un total de 430 ppm de CH₄, a diferencia de Ramírez et al., (2017) que a los seis días registraron 15,000 ppm de CH₄, una clara diferencia, sin embargo, en el mismo estudio a partir de la tercera semana la concentración de CH₄ se mantuvo en 35,000 ppm, mientras que en este estudio el pico máximo de CH₄ fue de 47,478 ppm, lo cual indica que la generación de biogás en este estudio fue superior.

El resultado de 39.21 m³ de CH₄ por tonelada de sólidos volátiles (SV) añadidos se encuentra en concordancia con investigaciones previas. Estudios como los de Amani et al. (2011) reportaron valores cercanos a 35-45 m³ CH₄/t SV en biodigestores con estiércol bovino, dependiendo de las condiciones operativas y del tipo de sustrato empleado. Por otro lado, Chen et al. (2015) encontraron valores de hasta 42 m³ CH₄/t SV en condiciones mesofílicas similares. Estas cifras sugieren que la eficiencia de la digestión anaeróbica en el presente estudio está dentro del rango esperado para este tipo de biodigestores.

El volumen total de biogás generado fue de 0.21288 m³ en 31 días, sin considerar la semana de purga, Roldán et al., (2022) obtuvieron un valor de 5.81 m³ en un periodo similar, la diferencia entre los valores se atribuye al tipo de biodigestor utilizado en cada caso, ya que, al emplear un sistema de mayor escala, se requiere una cantidad proporcionalmente mayor de materia orgánica, lo que conlleva a una mayor producción de biogás. Moncayo (2017) establece que el poder calorífico del biogás es de 4,700 – 5,500 kcal/m³, en este estudio se obtuvo un total de 1,000.51 kcal/m³ lo cual se encuentra lejos de los límites mencionados, por otra parte, el CH₄ representó el 67% del contenido total, en la investigación de Suárez et al., (2018) los autores encontraron un contenido de metano del 57%, por lo cual, de acuerdo con lo expresado por Gutiérrez et al. (2012), como se citó en Lloja (2018), se espera que este contenga entre un 50% y un 80% de gas

metano en su composición para considerar el biogás obtenido como de calidad y combustible.

El incremento de 15°C con respecto a la temperatura ambiente se explica desde dos perspectivas: bioquímica y climatológica. Desde el punto de vista bioquímico, la actividad microbiana dentro del biodigestor genera calor como subproducto del metabolismo anaeróbico, principalmente debido a la descomposición de materia orgánica por bacterias hidrolíticas, acidogénicas y metanogénicas (Angelidaki et al., 2011). Investigaciones han demostrado que, en condiciones mesofílicas, la temperatura del biodigestor suele ser superior a la del ambiente debido a la liberación de energía en forma de calor por las reacciones bioquímicas involucradas en la degradación de los sustratos (Khalid et al., 2011).

Desde el punto de vista climatológico, la ubicación del biodigestor también influye en la temperatura interna. Investigaciones previas han evidenciado que biodigestores expuestos a radiación solar directa pueden presentar incrementos térmicos significativos debido a la absorción de calor (Khalid et al., 2011). En este estudio, la temperatura ambiente promedio fue de 26.5°C, mientras que la interna alcanzó los 40.6°C, lo cual sugiere que la combinación de la actividad microbiana y la absorción de radiación solar contribuyeron a este incremento.

La temperatura de funcionamiento del biodigestor se considera como uno de los parámetros más importantes debido a la influencia significativa en la velocidad del proceso de digestión anaeróbica. Los microorganismos anaeróbicos tienen la capacidad de operar en tres intervalos de temperatura distintos: los psicrófilos, que trabajan por debajo de los 25°C; los mesófilos, que operan entre los 25 y 45°C; y los termófilos, cuyo rango de trabajo se sitúa entre los 45 y 65°C. Ahora bien, dado que la temperatura se incrementó significativamente alcanzando picos de hasta 45°C, resulta apropiado decir que el proceso se encontraba dentro del rango de operación mesofílico, el cual ha demostrado ser un nivel óptimo para una mayor producción de biogás según señala Tapia (2016).

Al analizar los datos registrados de la humedad interna del biodigestor mostrados en las figuras 7 y 8, puede apreciarse una disminución de este parámetro, lo cual resultó apropiado para lograr una alta

transformación del material orgánico y mejorar la eficiencia del proceso anaeróbico, tal como señalan Vargas et al., (2019). Asimismo, el porcentaje promedio de humedad (96.1%) durante los días de retención fue superior al 50%, que es el requerido para que la materia orgánica pueda ser aprovechada energéticamente por los microorganismos anaerobios (Lock, 2018).

La medición de los rangos de pH en el proceso de la biodigestión es importante, ya que este parámetro no debe ser menor a 6.0 ni mayor a 8.0 para favorecer el crecimiento de los microorganismos productores de metano (Gómez et al., 2021). En este caso, durante las dos primeras semanas se registraron rangos ácidos de pH; sin embargo, esto cambió a partir del día 14 post proceso de purga, donde el pH registrado indicó que el contenido se encontraba en rangos de neutralidad, que según lo expresado es óptimo. Por el contrario, si el pH hubiera descendido o incrementado fuera de este rango, habría ocurrido la inhibición del crecimiento de las bacterias metanogénicas, lo que habría resultado en una reducción en la producción de metano y un aumento en los niveles de CO₂, además de la presencia de olores desagradables debido al aumento de sulfuro de hidrógeno.

Los valores obtenidos del contenido de sólidos totales disminuyeron significativamente. Sin embargo, para el funcionamiento óptimo de un biodigestor de una sola carga se requiere un contenido inicial del 40% de ST. En esta investigación, la carga inicial de ST fue ligeramente menor. No obstante, la diferencia entre el porcentaje requerido para el funcionamiento adecuado del sistema de biodigestión al ser mínima no afectó la producción de biogás. El valor final de ST presentes indicó que se generó una mayor producción de biogás y un consumo de nutrientes por parte de las bacterias metanogénicas presentes en la composición (Quechulpa et al., 2020).

Los sólidos totales volátiles representan la fracción orgánica de sólidos que se convierten en biogás. Por lo tanto, el hecho de que al finalizar el tiempo de retención se registraran valores negativos de la presencia de STV en el contenido, indica la ausencia de estos componentes en la composición. Esto afirma una remoción que excede el 100% del contenido orgánico, lo cual supera la estimación proporcionada por Karim

et al. (2005), quienes indican una remoción superior al 63% de los STV.

En cuanto a los sólidos totales fijos estos los residuos no digeribles y su presencia puede afectar la eficiencia de la biodigestión, ya que estos residuos no se descomponen durante el proceso y pueden reducir la disponibilidad de nutrientes para los microorganismos, así lo indican (Reyes & Pérez, 2019), en caso de la presencia de STF en el biodigestor estos se redujeron en el transcurso del tiempo de retención, esto afirma que se generó una descomposición más efectiva de los residuos sólidos en el contenido del biol. Un valor de remoción similar fue reportado por Casadiego (2005), en donde, los sólidos fijos tuvieron una reducción de 82% en su contenido para un modelo de biodigestor de flujo continuo.

Las variables independientes que más influyeron en las variables de respuesta fueron la temperatura, el pH y la cantidad de sustrato. La temperatura es un factor clave en la eficiencia del proceso de digestión anaeróbica, ya que regula la actividad de las bacterias metanogénicas. Estudios han demostrado que temperaturas en el rango mesofílico (alrededor de 35 °C) favorecen una mayor producción de metano debido a la aceleración del metabolismo microbiano. Por ejemplo, Gómez y Ramírez (2023) encontraron que una temperatura de 35 °C resultó en una producción de metano del 78,34% en la digestión anaerobia del estiércol de ganado vacuno.

Asimismo, el pH dentro del rango neutro (6,5 - 7,5) es fundamental para evitar la inhibición de las bacterias metanogénicas. Un estudio evaluó la influencia del pH en la digestión anaerobia de biorresiduos de origen municipal y encontró que los pH cercanos a la neutralidad lograron las mejores producciones de metano, siendo la producción a un pH de 7,0 unidades la mayor, con 126,0 mL CH₄/g SV.

La cantidad de sustrato disponible influye directamente en la generación de biogás, ya que una mayor concentración de materia orgánica proporciona una fuente constante de nutrientes para los microorganismos involucrados en el proceso. Es importante mantener un equilibrio adecuado, ya que una sobrecarga de sustrato puede llevar a la acumulación de ácidos grasos volátiles y a la inhibición del proceso, mientras que una cantidad insuficiente

puede resultar en una baja producción de biogás (Parra et al., 2014).

Conclusiones

Se determinó que la generación de estiércol diario en la hacienda fue de 47.53 kg/d de estiércol por animal y 13,165.81 kg/d por el total de animales presentes. La abundancia de estiércol facilitó el ensayo del biodigestor piloto con una carga de 65.5 kg, obteniendo una densidad óptima para el desarrollo del proceso anaeróbico.

A lo largo del tiempo de retención, el biodigestor demostró un aumento constante en la producción de metano, alcanzando un pico máximo de 47,478 ppm. Por su parte, el metano representó el 67% de la energía total producida, destacando la viabilidad del proceso. Los valores promedios de los parámetros fisicoquímicos (temperatura 40.6°C, humedad 96.1%, pH 7.01, sólidos totales 15%, sólidos totales volátiles 5.81%, sólidos totales fijos 9.66%) cumplieron con los requisitos para la digestión anaeróbica y la producción de biogás.

La energía total generada por el biogás fue de 1,000.51 kcal/m³, mientras que el metano aportó 670.56 kcal/m³. Esto evidencia que el proceso es capaz de transformar los residuos ganaderos en una fuente de energía sostenible, produciendo aproximadamente 1.53 kcal de energía por kilogramo de estiércol. Estos resultados confirman que la digestión anaeróbica no solo reduce las emisiones de gases de efecto invernadero, sino que también ofrece una alternativa viable para el aprovechamiento energético de los residuos ganaderos, contribuyendo al desarrollo de tecnologías limpias en zonas rurales de Ecuador.

Finalmente, se recomienda la implementación de un monitoreo continuo y automatizado de las variables del biodigestor para mejorar la precisión en la medición y control de parámetros clave, como la temperatura, el pH y la composición del biogás. La integración de sensores y herramientas de modelado predictivo podría optimizar el proceso y facilitar la toma de decisiones en la gestión de biodigestores a diferentes escalas.

Agradecimientos

A la hacienda La Estrella por prestar acceso al sitio para llevar a cabo la fase de campo de esta investigación, así como a la Universidad Técnica Estatal de Quevedo por el apoyo dado en la fase de laboratorio durante la ejecución de esta investigación.

Financiamiento

Este trabajo fue financiado por la Universidad Técnica Estatal de Quevedo a través del FOCICYT en su novena convocatoria, perteneciente al proyecto: Sostenibilidad de la gestión ecoeficiente de los residuos sólidos reciclables en la zona norte de la provincia Los Ríos.

Conflicto de interés

Los autores declaran no tener ningún tipo de conflicto de interés que pudiera haber influido en esta investigación.

Como citar este documento

Barragán Monrroy, R. J., Reinoso Triana, M. F., Tay-Hing Cajas, C. C., & Sabando Cedeño, C. M. (2024). Análisis de la biodigestión para la obtención de metano (CH₄) a partir de residuos orgánicos generados en la hacienda la Estrella, Ecuador. *Agua, Saneamiento & Ambiente*, 19(1), 1-15. <https://doi.org/10.36829/08ASA.v19i1.1690>

Consentimiento informado

No aplica.

Contribuciones de autor

Elaboración y revisión del manuscrito, desarrollo o diseño de metodología, y análisis estadísticos, responsabilidad de liderazgo para la planificación y ejecución de la actividad de investigación: R.J.B.M. Conceptualización, trabajo de campo, trabajo de laboratorio, tabulación, análisis y escritura: M.F.R.T. Interpretación de los resultados de laboratorio, redacción de los resultados con fundamento científico: C.C.T.C.

Encargado de verificar que el artículo cumpla con todas las normas de la revista, encargada de la redacción y revisión del artículo: C.M.S.C.

Declaración de disponibilidad de datos del estudio.

- 1) Imágenes fueron descargadas de <https://dataspace.copernicus.eu/browser/>

Referencias

- Almache, F. (2009). *Estudio de factibilidad para la creación de una ganadería lechera semiestabulada en el cantón Baba* [Tesis de ingeniería, Área Agropecuaria y de Recursos Naturales Renovables, Universidad Nacional de Loja]. <https://dspace.unl.edu.ec/jspui/bitstream/123456789/5616/1/Almache%20Cajas%20Fabian.pdf>
- Amat, J. (2016). *Test Kruskal-Wallis*. https://cienciadedatos.net/documentos/20_kruskal-wallis_test
- Amani, T., Nosrati, M., & Sreekrishnan, T. R. (2011). Anaerobic digestion from the viewpoint of microbiological, chemical, and operational aspects—a review. *Environmental Reviews*, 19(1), 1-19. <https://doi.org/10.1139/A10-011>
- Angelidaki, I., Treu, L., Tsapekos, P., Luo, G., Campanaro, S., Wenzel, H. & Kougias, P. G. (2018). Biogas upgrading and utilization: Current status and perspectives. *Biotechnology Advances*, 36(2), 452-466. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.01.011>
- Casadiago, W. (2005). *Operación y evaluación de un biodigestor modelo chino de flujo continuo (tipo gobar), a escala real utilizando excretas de cerdo + bovino en la "Finca la Providencia" en Tinaquillo Municipio Falcón Estado Cojedes* [Tesis de Ingeniería, Facultad de Agronomía, Universidad Central de Venezuela]. <http://sibucv.ucv.ve/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=10027>
- Durazno, A. (2018). *Valoración de estiércol bovino y porcino en la producción de biogás en un biodigestor de producción por etapas* [Tesis de Ingeniería, Sede Cuenca, Carrera de Ingeniería Ambiental, Universidad Politécnica Salesiana]. <https://dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/15445/1/UPS-CT007585.pdf>
- Gómez, J., Regino, F., & Jaramillo, H. (2021). Desarrollo de un sistema de monitoreo para las variables de temperatura, presión y pH en un biodigestor anaeróbico. *Revista Ingenio*, 19(1), 22-27. <https://doi.org/10.22463/2011642X.3035>
- Gómez, J., & Ramírez, J. (2023). *Evaluación de la producción de biogás a partir de la digestión anaerobia del estiércol de ganado vacuno en un biodigestor de 2,5 m³*. Repositorio UNCP. <https://repositorio.uncp.edu.pe/handle/20.500.12894/10339>
- Gutierrez, A. (2022). *Energías renovables: energías para un futuro más seguro*. Naciones Unidas. <https://www.un.org/es/climatechange/raising-ambition/renewable-energy#:~:text=El%20cambio%20a%20fuentes%20de,en%20favor%20de%20la%20salud.>
- Hernández, J. (2022). *Estrategias de manejo de residuos orgánicos en instituciones educativas como medida de mitigación al cambio climático: El caso de Unidad Educativa El Playón-Sucumbíos-Ecuador* [Tesis de especialización, Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales, FLACSO Ecuador]. <https://repositorio.flacsoandes.edu.ec/bitstream/10469/18501/2/TFLACSO-2022JCHN.pdf>
- Karim, K., Hoffmann, R., Klasson, K., & Al-Dahhan, M. (2005). Anaerobic digestion of animal waste: Effect of mode of mixing. *Water Research*, 39(15), 3597-3606. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.06.019>
- Khalid, A., Arshad, M., Anjum, M., Mahmood, T., & Dawson, L. (2011). The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Management*, 31(8), 1737-1744. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.03.021>
- Lloja, J. (2018). *Calidad del biogás a partir del efluente de la planta extractora de aceite de palma a nivel piloto en "Industrias Oleaginosas Monte Alegre" S.A. (Indolmasa), distrito de Neshuya, dpto. de Ucayali* [Tesis de Ingeniería, Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales, Universidad Nacional de Ucayali]. <http://repositorio.unu.edu.pe/bitstream/handle/UNU/3631/000003257T.pdf?sequence=3&isAllowed=y>
- Lock, D. (2018). *Potencial energético de los residuos de la cadena de valor del cacao (Theobroma cacao) en la región Madre de Dios* [Tesis de Ingeniería, Facultad de Ciencias Sociales, Universidad Nacional Agraria La Molina]. <https://repositorio.lamolina.edu.pe/bitstream/ha>

- [ndle/20.500.12996/3660/lock-navarro-david-hosnar.pdf?sequence=1&isAllowed=y](#)
- Lucas, A. d., Peso, C. d., Rodríguez, E., & Prieto, P. (2012). *Biomasa, Biocombustibles y Sostenibilidad*. Centro Tecnológico Agrario y Agroalimentario. ITAGRA.CT.
<http://sostenible.palencia.uva.es/system/files/publicaciones/Biomasa%20C%20Biocombustibles%20y%20Sostenibilidad.pdf>
- Moncayo, G. (2017). *¿Qué es el biogás?* Retrieved 15 de Febrero de 2024, from <https://s51d157330f7b08ca.jimcontent.com/download/version/1505441029/module/14489637722/name/QUE-ES-EL-BIOGAS.pdf>
- Nuhu, S., Gyang, J., & Kwarbak, J. (2021). Production and optimization of biomethane from chicken, food, and sewage wastes: The domestic pilot biodigester performance. *Cleaner Engineering and Technology*, 5(1).
<https://doi.org/10.1016/j.clet.2021.100298>
- Palau, E., & Carmen, V. (2016). *Digestión anaerobia de residuos de biomasa para la producción de biogás* [Tesis de Ingeniería, Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica y del Medio Natural, Universidad Politécnica de Valencia].
<https://riunet.upv.es/handle/10251/68331>
- Parra Orobio, B. A., Torres Lozada, P., Marmolejo Rebellón, L. F., Cárdenas Cleves, L. M., Vásquez Franco, C., Torres López, W. A., & Ordóñez Andrade, J. A. (2014). Influencia del pH sobre la digestión anaerobia de bio-residuos de origen municipal. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 17(2), 553–562.
<https://doi.org/10.31910/rudca.v17.n2.2014.421>
- Quechulpa, P., Herrera, R., Guarneros, N., Terron, K., & Itehua, J. (2020). Estudio de la generación de biogás a partir de basura orgánica, usando un biodigester doméstico. *JEEOS*, 4(1), 43-61.
<https://doi.org/10.19136/Jeeos.a4n1.3480>
- Ramírez, V., Cuevas, L., Vargas, A., & Pérez, F. (2017). Generación de Biogás en un Biodigester Automatizado. *Revista de Energía Química y Física*, 4(12), 8-13.
<https://www.ecorfan.org/bolivia/researchjournals/Energia%20Quimica%20y%20Fisica/vol4num12/Revista%20de%20Energ%C3%ADa%20Qu%C3%ADmica%20y%20F%C3%ADsica%20V4%20N12%202.pdf>
- Reyes, E., & Pérez, E. (2019). Caracterización de las propiedades fisicoquímicas de las excretas de ganado, caballo, cerdo y gallinaza para la generación de biogás. *Revista Científica de FAREM-Estelí. Medio ambiente, tecnología y desarrollo humano*, 31(1) 97-108.
<https://doi.org/10.5377/farem.v0i31.8474>
- Roldán, G., Guerrero, W., Casanova, É., & Salazar, R. (2021). Construcción de un biodigester para generar energía renovable a partir de desechos orgánicos en el camal de Pacto - Ecuador. *Esferas*, 3(1), 134-153.
<https://doi.org/10.18272/esferas.v3i1.2426>
- Salazar, J., & Arias, J. (2016). *Diseño y construcción de un biodigester para producción de biogás a partir de estiércol vacuno en la finca Isabel de la parroquia Taracoa, provincia de Orellana*. [Tesis de Ingeniería, Facultad de Ciencias, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo].
<http://dspace.esPOCH.edu.ec/bitstream/123456789/6175/1/236T0220.pdf>
- Sánchez, Y. (2017). *Evaluación de la viabilidad de la biodigestión como sistema de tratamiento de los residuos de la granja porcina "Galo Porcina" cantón Echeandía, provincia de Bolívar, año 2016*. [Tesis de Ingeniería, Facultad de Ciencias Ambientales].
<https://repositorio.uteq.edu.ec/handle/43000/1988>
- Soria, R., & Carvajal, P. (2013). Biogás: Una Alternativa para la Expansión de Generación Eléctrica en El Ecuador. *Revista Técnica energía*, 9(1), 38–45 pp.
<https://doi.org/10.37116/revistaenergia.v9.n1.2013.131>
- Suárez, V., López, I., & Álvarez, M. (2018). Estimación de la producción de biogás a partir de un modelo de simulación de procesos. *Centro Azúcar*, 46(1), 73-85.
<http://scielo.sld.cu/pdf/caz/v46n1/2223-4861-caz-46-01-73.pdf>
- Tapia, V. (Octubre de 2016). *Instalación y uso de biogás. Manual técnico*. Lima.
https://sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/TAPIA%202016.%20Manual%20de%20Instalaci%C3%B3n%20y%20Uso%20de%20Biog%C3%A1s.pdf
- Toledo, E., Sánchez, A., & Martínez, M. (2014). *Probabilidad. Distribuciones de probabilidad*. Bioestadística amigable, 65-100.
- Vargas, O., Trujillo, J., & Torres, M. (2019). El compostaje, una alternativa para el

aprovechamiento de residuos orgánicos en las centrales de abastecimiento. *Orinoquia*, 23(2), 123-129.

<https://doi.org/10.22579/20112629.575>

Varnero, M. (2011). *Manual de biogás*. FAO.

<https://www.fao.org/3/as400s/as400s.pdf>

Zelaya, R. (2017). Aprovechamiento y valorización energética de biomasa y biogás. *Palmas* 37(2), 157-162.

<https://publicaciones.fedepalma.org/index.php/palmas/article/view/11931>

Artículo Científico / Scientific Article

Propuesta de manejo de áreas críticas de recarga hídrica en la cuenca El Hato, Guatemala

Proposal for management of critical water recharge areas in the El Hato basin, Guatemala

Ricardo Alberto Chan Escobar¹ 

¹Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos, Facultad de Ingeniería, Universidad de San Carlos de Guatemala

Dirección para recibir correspondencia: ricardo113cescobar@gmail.com
Recibido: 01/08/2024 Revisión: 01/10/2024 Aceptado: 18/11/2024

Resumen

La cuenca El Hato, ubicada en la cuenca del río Pensativo en Sacatepéquez, Guatemala, abarca 558 hectáreas, de las cuales el 68% es de vocación forestal y el 20% es urbano y agrícola. El crecimiento poblacional y la falta de planificación territorial están provocando un aumento en la escorrentía superficial, degradación del suelo y disminución de la captación de agua en las áreas críticas de recarga hídrica. Este fenómeno representa un desafío para la gestión sostenible del recurso hídrico en la región. El objetivo de esta investigación fue identificar las áreas críticas de recarga hídrica y proponer un plan de manejo para su conservación. Se realizó un balance hídrico de suelos y se complementó con información sobre uso de la tierra, pendientes y geología, mediante sistemas de información geográfica. Luego, se identificaron y clasificaron las áreas críticas y se desarrolló un plan de manejo basado en las características del suelo, pendiente e intensidad de uso de la tierra. Finalmente, se evaluó el impacto hidrológico mediante simulaciones de caudales para cuatro períodos de retorno. Los resultados muestran que, de las 472 hectáreas de recarga hídrica potencial, 301 son críticas. Se propone restaurar 113 hectáreas y aplicar prácticas de conservación de suelo y agua en 188 hectáreas adicionales. La ejecución de esta propuesta podría reducir la escorrentía superficial en un 16% y mejorar la captación de agua en las áreas de recarga hídrica.

Palabras claves: Balance hídrico de suelos, degradación del suelo, modelo hidrológico, uso actual de la tierra, capacidad de uso de la tierra, infiltración.

Abstract

The El Hato basin, located in the Pensativo River basin in Sacatepéquez, Guatemala, covers 558 hectares, of which 68% is forestry and 20% is urban and agricultural. Population growth and the lack of territorial planning are causing an increase in surface runoff, soil degradation and a decrease in water collection in critical water recharge areas. This phenomenon represents a challenge for the sustainable management of water resources in the region. The objective of this research was to identify critical areas of water recharge and propose a management plan for their conservation. A soil water balance was carried out and was complemented with information on land use, slopes and geology, through geographic information systems. Critical areas were then identified and classified, and a management plan was developed based on soil characteristics, slope, and land use intensity. Finally, the hydrological impact was evaluated through flow simulations for four return periods. The results show that of the 472 hectares of potential water recharge, 301 are critical. It is proposed to restore 113 hectares and apply soil and water conservation practices on an additional 188 hectares. The execution of this proposal could reduce surface runoff by 16% and improve water collection in water recharge areas.

Key words: Soil water balance, soil degradation, hydrological model, current land use, land use capacity, infiltration.



Introducción

La cuenca El Hato está ubicada en la parte alta de la cuenca del río Pensativo, en Sacatepéquez, Guatemala. A pesar de su vocación forestal, las áreas de recarga hídrica de la cuenca han sufrido degradación debido a actividades humanas. En la parte baja de la cuenca se encuentra la ciudad de Antigua Guatemala, hogar de 46,054 personas, cuya economía depende en gran parte del turismo (Instituto Nacional de Estadística -INE-, 2018).

En El Hato, las actividades agrícolas y no agrícolas han provocado el sobreuso de la tierra, lo que reduce las áreas de recarga hídrica, disminuye la captación de agua, y aumenta la escorrentía superficial, acelerando la degradación del suelo. Esto pone en riesgo la disponibilidad de agua en la región.

Este estudio se centra en la importancia de un manejo integral de la cuenca, que garantice la disponibilidad de agua durante la época seca, reduzca los caudales excesivos que afectan la cuenca baja, y promueva la estabilidad económica mediante el aprovechamiento forestal, la agricultura sostenible, los sistemas agroforestales, silvopastoriles y el turismo (Turcios, 2018).

Existen marcos legales en Guatemala que respaldan la conservación del medio ambiente, como la Ley de Protección y Mejoramiento del Medio Ambiente (Decreto No. 68-86), la Ley Forestal (Decreto No. 101-96), y la Ley de Áreas Protegidas (Decreto No. 4-89). Sin embargo, la cuenca El Hato sigue enfrentando desafíos para mantener sus áreas de recarga hídrica.

Diversos estudios han identificado áreas de recarga hídrica tales como el estudio desarrollado por Rodríguez y Pérez (2014) en la cuenca del río Guara de Cuba; el desarrollado por Roque (2011) en la cuenca del río Pacayá en Quetzaltenango; el estudio de García (2009) en la cuenca del río Tacó y Shusho en Chiquimula; por Chamorro (2010) en la cuenca de la laguna Retana y El Ovejero en Jutiapa; o el de Noriega (2005) en la cuenca del río Sibacá en Quiché, Guatemala. Sin embargo, no todos cuentan con propuestas de manejo orientado al aumento de recarga hídrica.

Los estudios desarrollados por Schosinsky (2006) para el cálculo de la recarga potencial de acuíferos mediante un balance hídrico de suelos; de Orozco, et al.

(2003) para la determinación de áreas de recarga hídrica natural; y del Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales (2017) en la actualización de mapas de tierras forestales de captación, regulación y recarga hídrica de Guatemala, orientaron los procesos metodológicos para la estimación de recarga hídrica en la cuenca El Hato.

El objetivo de este estudio es identificar las áreas críticas de recarga hídrica en la cuenca El Hato y desarrollar propuestas de manejo para su restauración y conservación, con el fin de incrementar la captación de agua y reducir la escorrentía superficial, contribuyendo a la preservación del suelo.

Materiales y método

Enfoque metodológico

El estudio desarrollado tiene enfoque cuantitativo, con alcance exploratorio en temas de identificación de recarga hídrica y manejo de cuencas hidrográficas.

Para el efecto, se midieron datos de infiltración en campo, se analizaron muestras de suelo en laboratorio, se obtuvo información geográfica, biofísica y meteorológica, y se interpretaron los resultados con programas informáticos especializados para el análisis de información geográfica, estadística e hidrológica. A continuación, se detalla el procedimiento para desarrollar la investigación.

Variables

Para identificar las áreas de recarga hídrica, se determinaron las variables que condicionan el proceso, las cuales son las siguientes: precipitación, evapotranspiración, infiltración, recarga hídrica, uso actual de la tierra, capacidad de uso de la tierra, texturas de suelo, pendientes, y geología de la cuenca.

Muestra y muestreo

Con la información biofísica de uso actual de la tierra, textura de suelos, pendientes y geología, se generaron unidades homogéneas de muestreo en la cuenca, mediante sistemas de información geográfica. En dichas unidades se midió la velocidad de infiltración por el método de Porchet y se recogieron muestras de suelo (Macías, et al., 2018).

Instrumentos de obtención de información

Para la obtención de información en fase de gabinete se utilizaron los siguientes programas informáticos especializados: ArcGis® para extraer y generar información Geográfica que brindan los Shapefile y

Raster de Guatemala; Excel® para el almacenamiento y análisis de datos; Infostat® para el análisis estadístico; y HEC-HMS®, para el análisis hidrológico.

Trabajo de campo

El trabajo de campo consistió en el reconocimiento y validación de los puntos de muestreo en las unidades homogéneas, así como en el desarrollo de pruebas de infiltración para calcular la recarga hídrica mediante balance hídrico de suelos.

Las pruebas de infiltración consistieron en localizar los puntos de muestreo, perforar el suelo con un barreno, rellenar la excavación con agua y medir los niveles de descenso de agua con cinta métrica. Este procedimiento se repitió en cada punto de muestreo.

Durante la medición de infiltración, se recogieron muestras de suelo, las cuales fueron analizadas en laboratorio para determinar la densidad aparente, textura de suelo, capacidad de campo y punto de marchitez permanente. Esta información fue de utilidad para cuantificar la recarga hídrica potencial mediante el balance hídrico de suelos (Schosinsky, 2006).

Descripción del análisis de datos

Se identificaron las áreas potenciales y críticas de recarga hídrica mediante la ponderación de las variables condicionantes: recarga hídrica potencial, geología, velocidad de infiltración y pendientes de la cuenca, como se muestra en la tabla 1.

Tabla 1: Ponderación de variables para clasificar las áreas potenciales y críticas de recarga hídrica

Geología	Código
Rocas ígneas o metamórficas no fracturadas	0
Rocas ígneas o metamórficas fracturadas	1
Arenas finas, basaltos permeables, karst	2
Arenas gruesas y gravas	3
Pendiente (%)	Código
0 a 12	0
12 a 26	1
25 a 36	2
26 a 55	3
>55	4
Recarga hídrica potencial (mm/año)	Código
0 a 50	0
50 a 100	1
100 a 150	2
150 a 200	3
>200	4
Tasa de infiltración básica (cm/h)	Código
< 0.15	0
0.15 a 1.5	1
>1.5 a 15	2
>15	3

Fuente: Orozco, et al. (2003)

A cada uno los polígonos de unidades homogéneas de muestreo se les asignó un código para clasificarlos según sus características condicionantes para el proceso de recarga. La sumatoria de estos códigos en cada unidad homogénea se comparó con la categorización presentada en la tabla 2 para su clasificación:

Tabla 2: Clasificación de áreas de recarga hídrica

Categoría	Código
Baja	0 – 5
Moderada	6 – 9
Alta	10 – 12
Muy alta	13 – 14

Fuente: Orozco, et al. (2003)

Para desarrollar la propuesta de manejo, se empleó el estudio semidetallado de suelos del municipio de Sacatepéquez (Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación e Instituto Geográfico Agustín Codazzi, 2013). Con la información disponible, se llevó a cabo un análisis geoespacial en la cuenca con el fin de identificar cultivos y prácticas de conservación de suelo y agua, organizados en grupos de manejo de acuerdo con la capacidad de uso de la tierra.

La capacidad de uso de la tierra se contrastó con la información de uso actual, generándose un mapa de intensidad de uso. Este mapa, junto con la información de clases texturales y pendientes, se analizó para determinar prácticas de conservación de suelo en áreas sobreutilizadas, así como los usos de la tierra que mejor se ajustan a las condiciones biofísicas de la cuenca. Para la infraestructura urbana, se plantearon propuestas de captación y recarga hídrica artificial de agua.

Métodos estadísticos aplicados

Posterior al análisis biofísico de la cuenca, se llevó a cabo el análisis hidrológico de eventos extremos, utilizando registros históricos de lluvia de la estación Suiza Contenta y los softwares Excel® y HEC-HMS®.

Los registros diarios de lluvia máxima se ajustaron a la distribución de frecuencias para valores extremos de Pearson tipo III, y se estimaron las lluvias para los períodos de retorno de 2, 10, 25 y 50 años. Para la modelación hidrológica en el software HEC-HMS®, fue necesario incorporar información desagregada de lluvia en 24 horas, utilizando el modelo matemático ajustado por Sherman de la estación Suiza Contenta (Instituto Nacional de Sismología, Vulcanología, Meteorología e Hidrología -INSIVUMEH-, 2018).

$$I \left(\frac{\text{mm}}{\text{h}} \right) = \frac{578 \cdot \text{TR}^{0.237}}{(\text{D} + 2.93)^{0.741}} \quad (1)$$

Donde:

I: intensidad de precipitación en milímetros por hora promedio de datos máximos diarios de lluvia.

TR: frecuencia o período de retorno en años.

D: duración en minutos.

La estación Suiza Contenta del INSIVUMEH cuenta con un registro de lluvia entre 1972 a 2020, y está localizada en Sacatepéquez (-90.6611, 14.6169). Se elaboraron hietogramas horarios de 24 horas para las lluvias de retorno estimadas previamente.

La modelación hidrológica se llevó a cabo utilizando el modelo HEC-HMS, considerando parámetros de superficie, cobertura vegetal, pérdidas o abstracciones, transformación de la precipitación en escorrentía y enrutamiento de flujo.

Para estimar la escorrentía, se aplicó el método de Número de Curva (CN), teniendo en cuenta diversas variables clave. Estas incluyen el uso de la tierra, que determina la capacidad de infiltración; el tipo de suelo y la condición de humedad del suelo, que afectan la retención de agua en el terreno; el modelo de elevaciones, que condiciona la infiltración del agua; y la precipitación, que determina la cantidad de agua disponible para la escorrentía.

Por otro lado, para simular la propagación de la escorrentía en los cauces, se utilizó el método de Muskingum, el cual considera las variables de longitud, ancho y pendiente del cauce para estimar el tiempo de propagación (K) y el coeficiente de almacenamiento.

Finalmente, se evaluaron las propuestas de manejo, basándose en la modelación hidrológica de la cuenca generada con el uso actual de la tierra y con el uso potencial de la tierra. Los caudales obtenidos fueron comparados mediante una prueba de hipótesis con el estadístico t de Student para medias apareadas, con el objetivo de identificar la existencia de diferencias significativas entre el manejo actual y el propuesto.

Resultados

El 91 % de la superficie de la cuenca El Hato está compuesta de geología de tipo ígnea y metamórfica fragmentada. La pendiente media de la cuenca es de

44%, lo que indica un relieve de categoría pronunciada. Las velocidades de infiltración oscilan desde 1.8 cm/h hasta 15.6 cm/h, y la textura de suelo predominantes es franco arenoso.

Según registros históricos, el régimen de lluvia en la cuenca refleja un promedio multianual de 1,276 mm/año. Además, los usos de la tierra son variados y afectan los procesos de captación y regulación de agua en la recarga hídrica de la cuenca, lo que resulta en valores de recarga hídrica que fluctúan entre 216 mm/año hasta los 368 mm/año.

Las características hidro-físicas del suelo se determinaron a partir de muestras tomadas durante pruebas de infiltración en las unidades homogéneas de muestreo. En el laboratorio de la Facultad de Agronomía de la Universidad de San Carlos de Guatemala, se determinaron las constantes de humedad, la textura del suelo y las densidades aparentes, cuyos resultados se usaron para calcular la recarga hídrica. Los datos se presentan en la tabla 3.

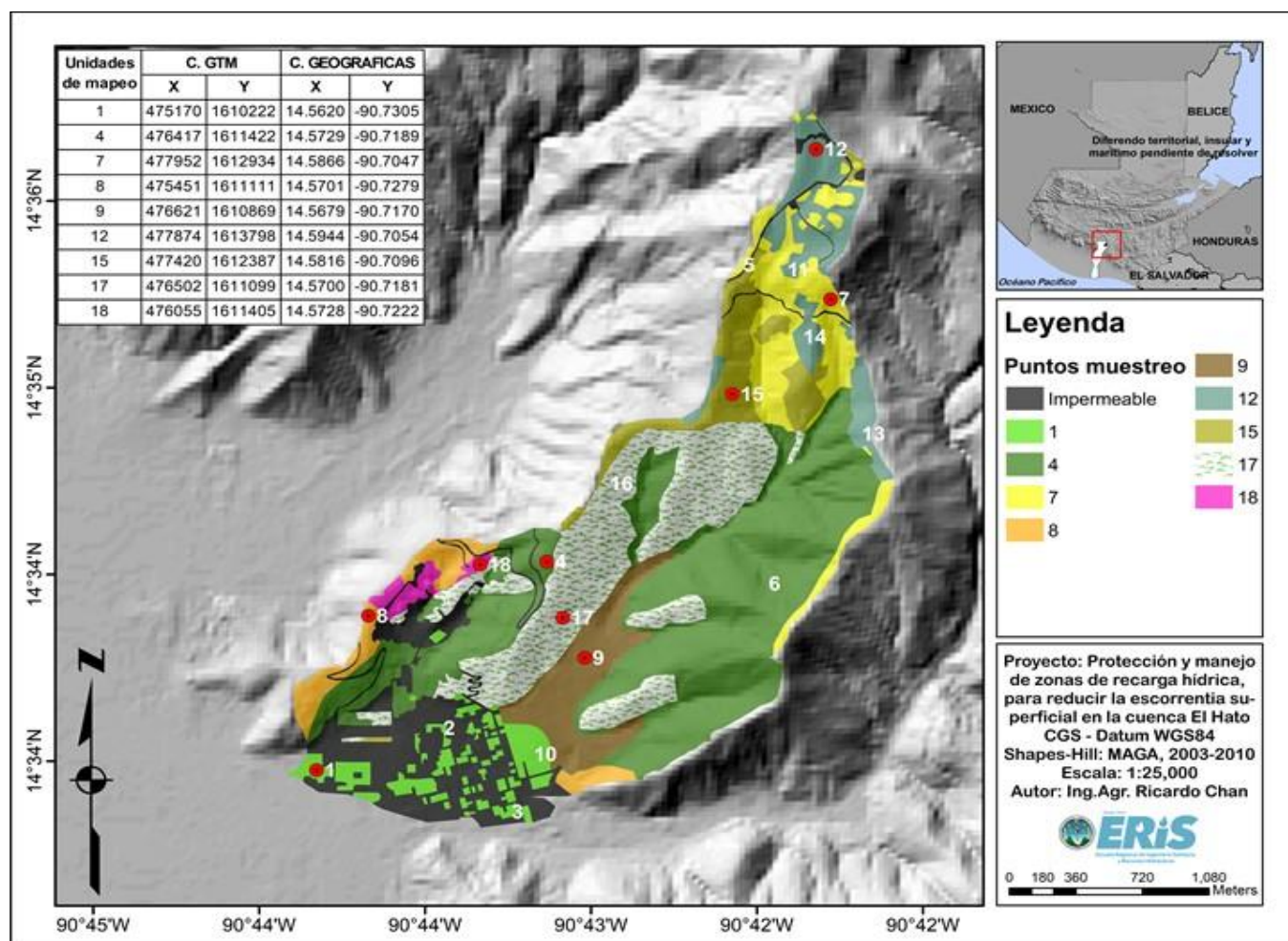
Tabla 3: Información generada con muestras de suelo

Unidad de muestreo	Densidad aparente (g/cm ³)	Capacidad de campo (%)	Punto de marchitez permanente (%)	Infiltración (cm/h)
P1	1.11	26.28	16.95	4.20
P4	1.05	29.58	17.15	9.60
P7	1.05	29.81	19.40	2.40
P8	1.38	16.64	8.69	14.40
P9	1.29	17.40	10.96	15.60
P12	1.14	28.38	19.32	4.20
P15	1.11	26.26	18.66	1.80
P17	1.25	23.93	14.28	4.02
P18	1.38	18.75	8.64	10.80

Por medio de la herramienta “Geoprocessing” en la opción “Unión” de ArcMap®, se logró determinar las unidades homogéneas de muestreo, definidas como unidades geográficas que comparten características biofísicas de suelo, geología, relieve y uso de la tierra. En dichas unidades, se realizaron los muestreos de infiltración y se extrajo suelo para su posterior análisis en laboratorio.

Se estimaron inicialmente 18 unidades de muestreo. Sin embargo, debido a consideraciones técnicas y económicas, se ajustó el número final a nueve. En estos puntos se realizaron las pruebas de infiltración.

Figura 1: Unidades homogéneas de muestreo

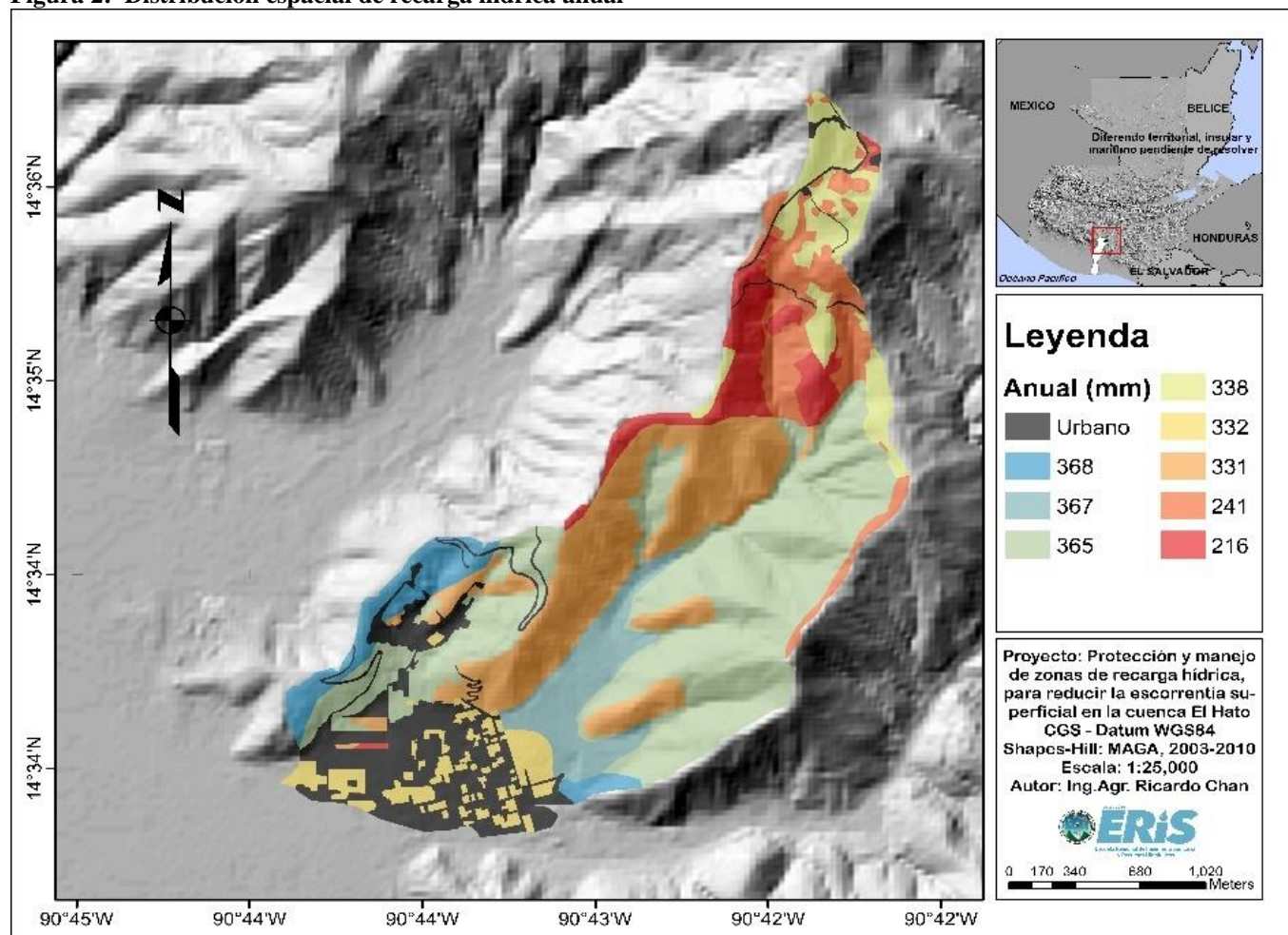


El bosque mixto (P4) destacó con 674,980 m³/año, mostrando su alta capacidad para captar agua. En contraste, las unidades con vegetación arbustiva y bosques de eucalipto (P15, P8 y P18) presentaron valores más bajos, con 71,601 m³/año, 69,796 m³/año y 22,568 m³/año, sugiriendo que algunos usos de la tierra son menos efectivos. Las áreas agroforestales, como el cultivo de café (P9), mostraron una buena capacidad de recarga con 131,992 m³/año. En total, la recarga hídrica alcanzó 1,623,403 m³/año, destacando la importancia de los ecosistemas forestales y agroforestales.

Tabla 4: Recarga hídrica anual en la cuenca El Hato

Unidad de muestreo	Uso de la tierra	Recarga hídrica (mm/año)	Recarga hídrica (m ³ /año)
P1	Área verde, parque o jardín	332	80,350
P4	Bosque mixto	365	674,980
P7	Bosque y arbustos	241	105,390
P8	Bosque de eucalipto	368	69,796
P9	Agroforestal (Cultivo de café)	367	131,992
P12	Granos básicos	338	120,347
P15	Vegetación baja arbustiva	216	71,601
P17	Vegetación arbustiva y árboles dispersos	331	346,379
P18	Bosque de eucalipto y arbustos	368	22,568
Total			1,623,403

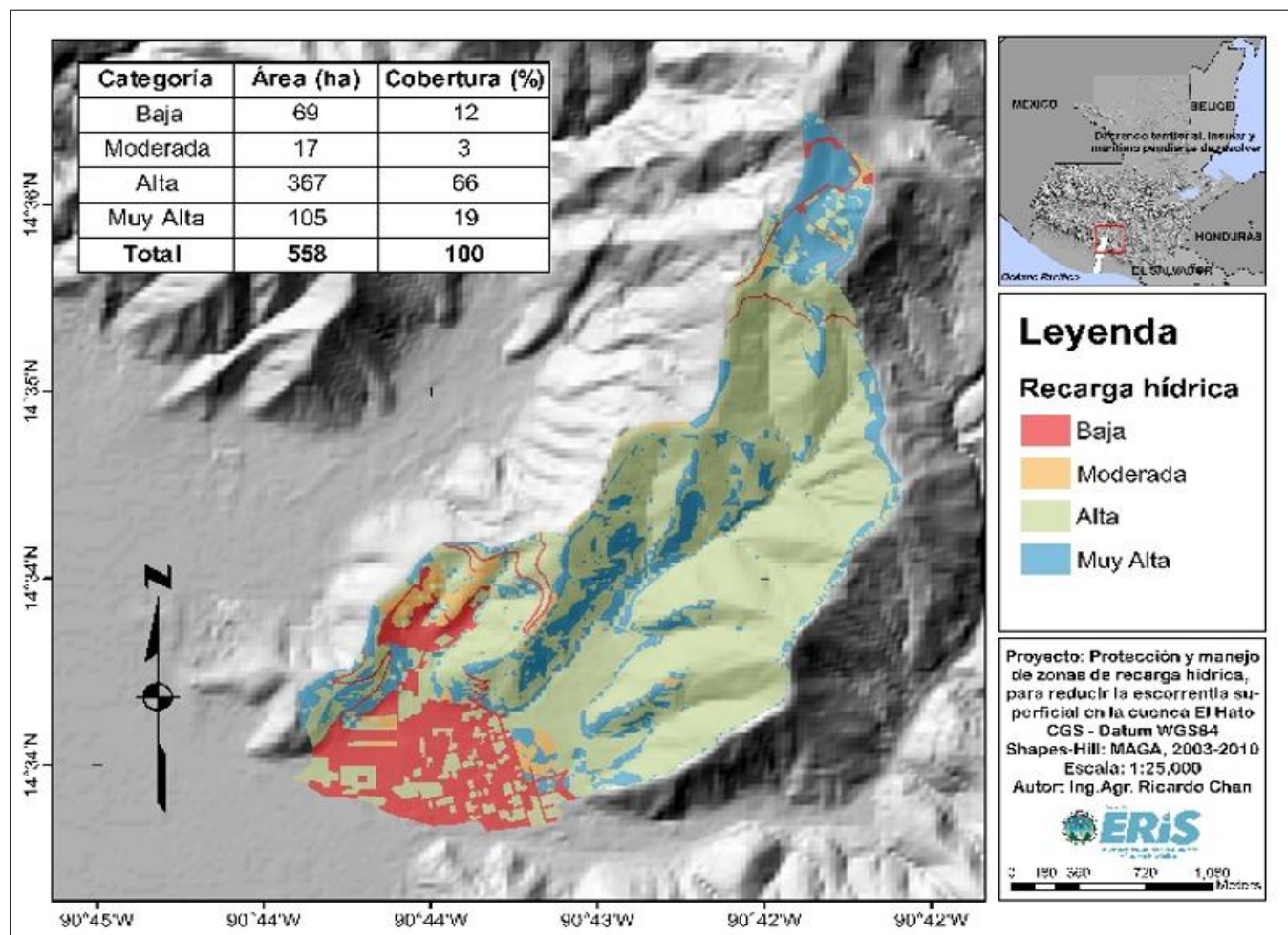
Figura 2: Distribución espacial de recarga hídrica anual



En la figura 3 se presentan las categorías de áreas potenciales de recarga hídrica, en función de la interacción de los factores de capacidad de uso de la tierra, recarga hídrica, textura de suelos, geología y pendiente. La categorización utilizada para clasificar la recarga hídrica en la cuenca se dividió en las siguientes categorías: muy alta, alta, moderada y baja.

Se determinó que, de las 558 ha de la cuenca El Hato, 472 ha corresponden a las categorías “muy alta y alta recarga hídrica”, con valores hasta de 300 mm/año, asociadas a usos de la tierra de bosque, y jardines en áreas urbanas, mientras que 69 ha son de baja recarga hídrica, en su mayoría relacionadas con usos de la tierra de caminos, agricultura y centros poblados.

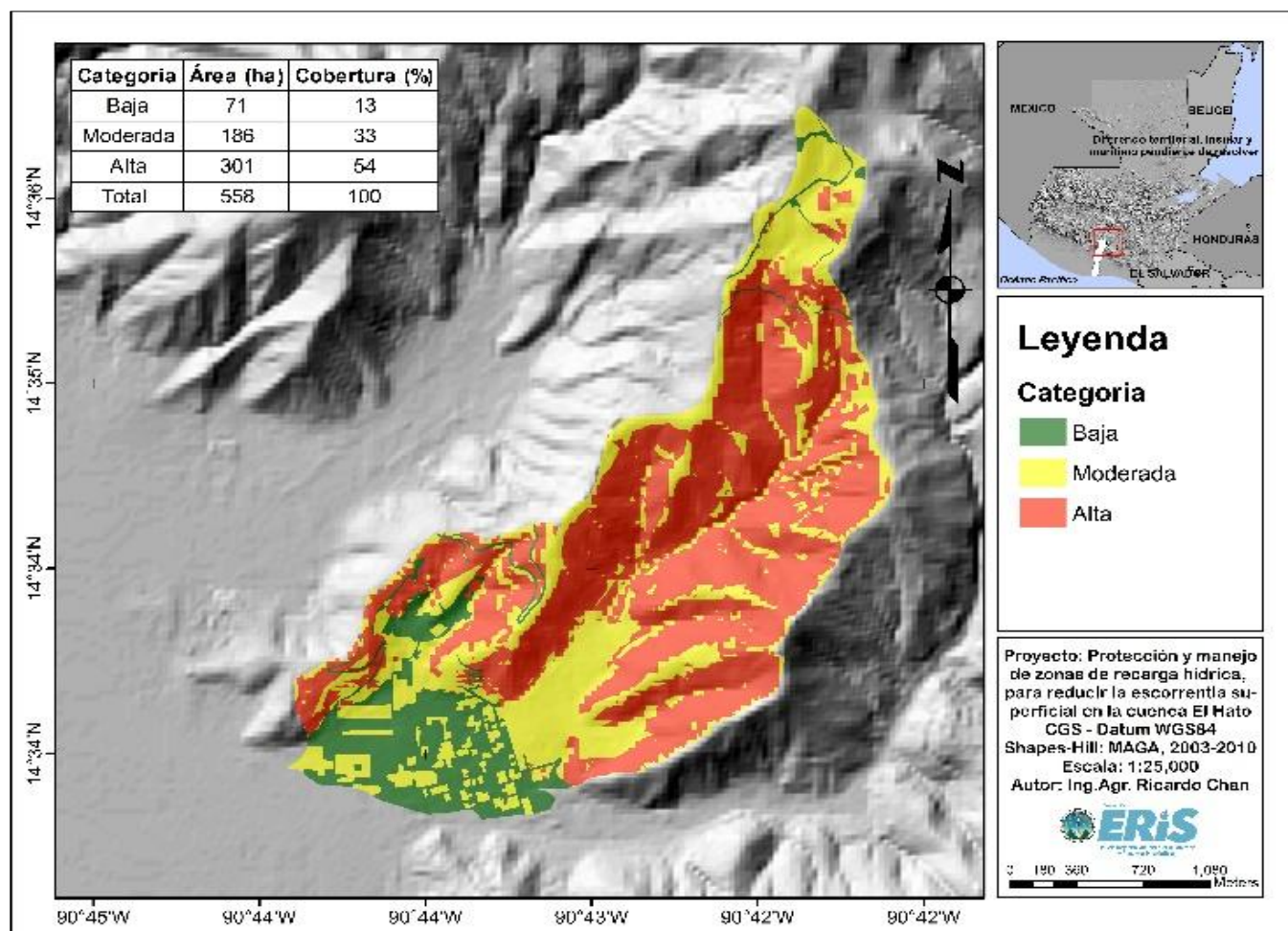
Figura 3: Áreas potenciales de recarga hídrica



Las áreas críticas de recarga hídrica representan las zonas dentro de la cuenca que requieren mejores prácticas de conservación de suelo y uso de la tierra.

En la figura 4 se presenta la clasificación de áreas críticas de recarga hídrica.

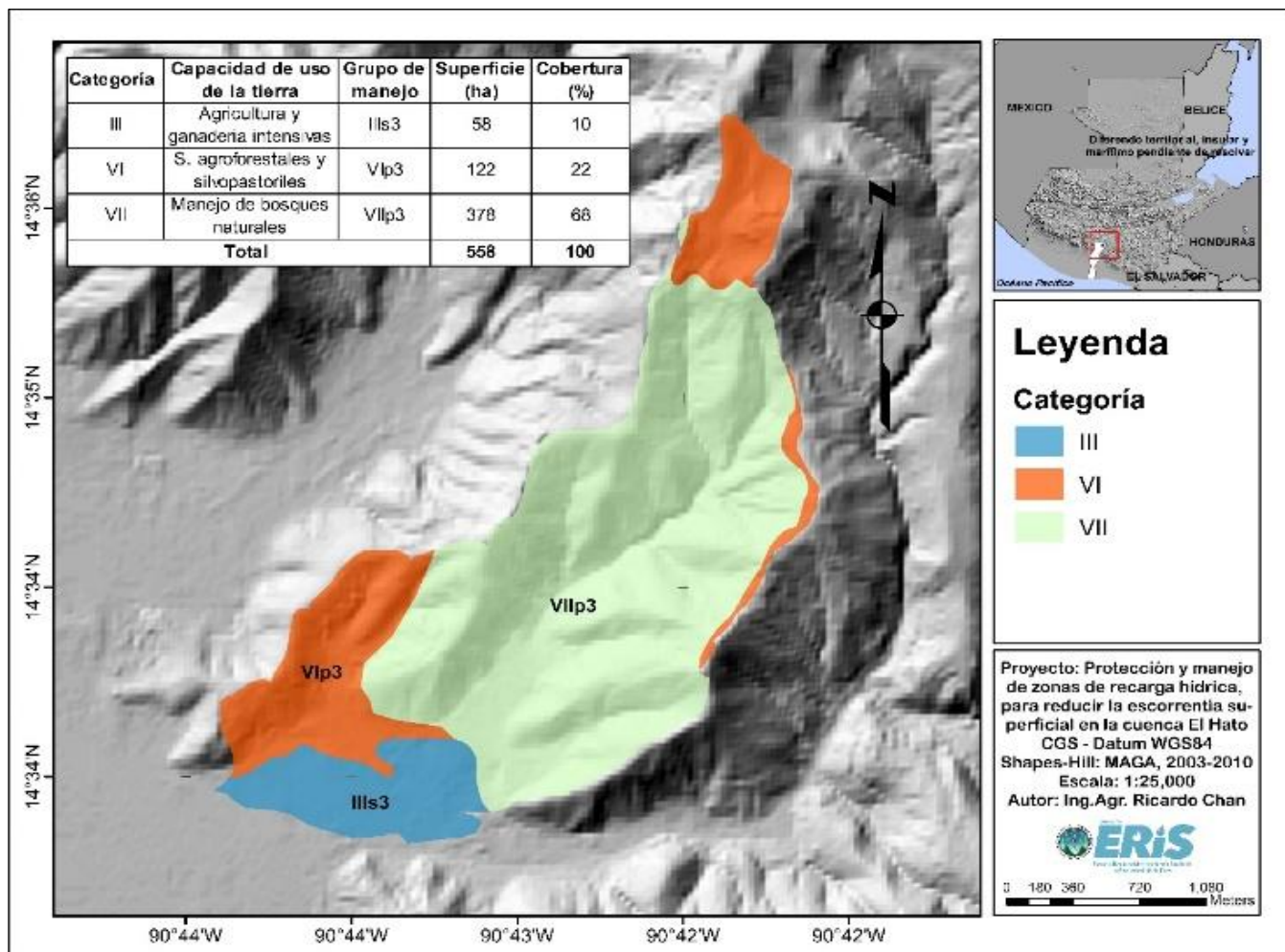
Figura 4: Áreas críticas de recarga hídrica



Se determinó que 301 ha son áreas críticas de recarga hídrica. Estas áreas se caracterizan por tener pendientes mayores al 55 %, lo que las hace susceptibles al proceso de erosión.

El plan de manejo para estas áreas requirió identificar la capacidad de uso de la tierra, las cuales se detallan en la figura 5.

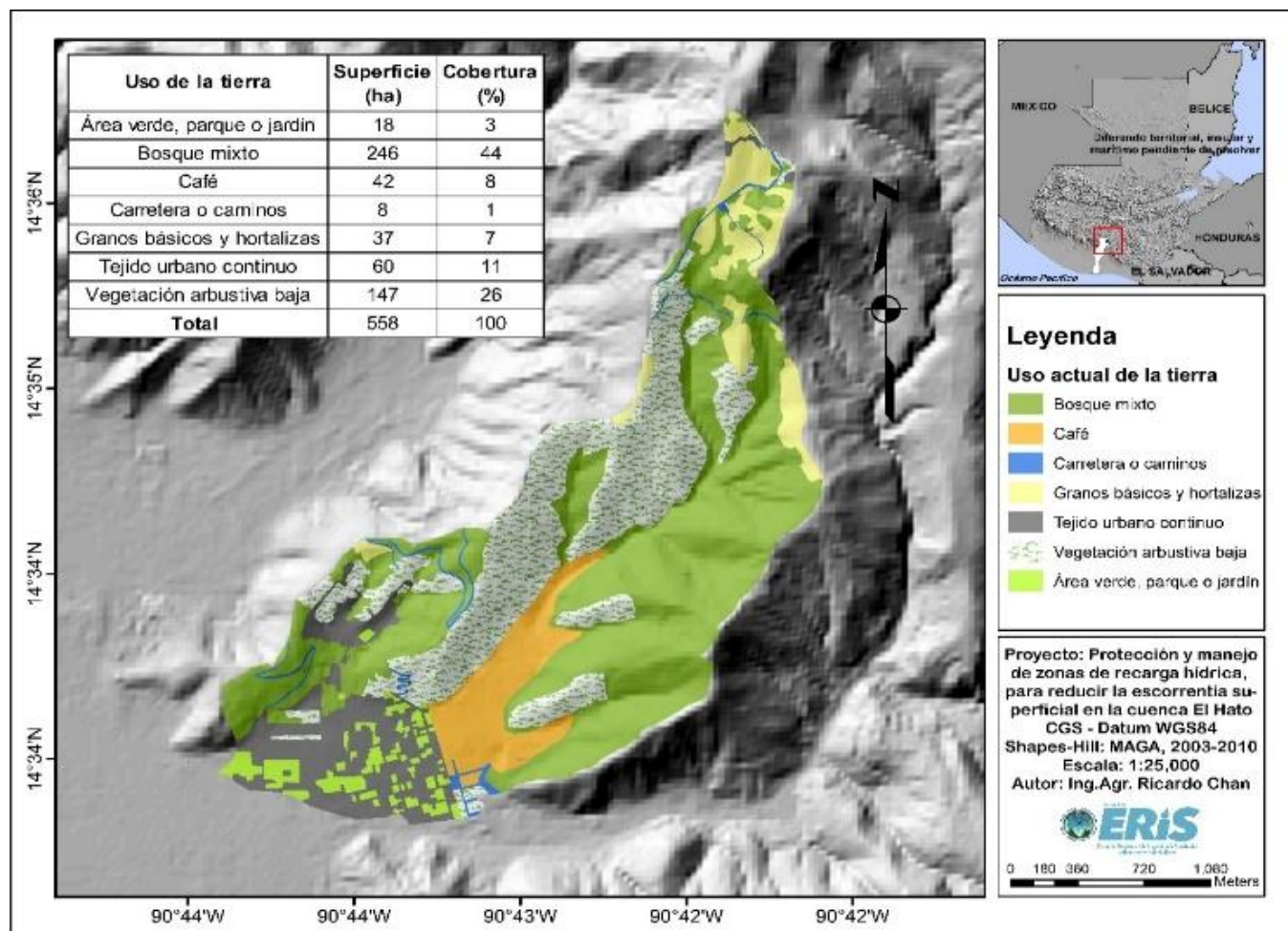
Figura 5: Capacidad de uso de la tierra



La capacidad de uso de la tierra predominante es la de categoría VII: “Manejo de Bosques Naturales”, con 378 ha, lo que indica que la cuenca es de vocación forestal y requiere protección. Por otra parte, el uso de

la tierra predominante en la cuenca es el bosque mixto, con 246 ha, seguido por la vegetación arbustiva, agricultura y tejido urbano, tal como se puede apreciar en la figura 6.

Figura 6: Uso actual de la tierra

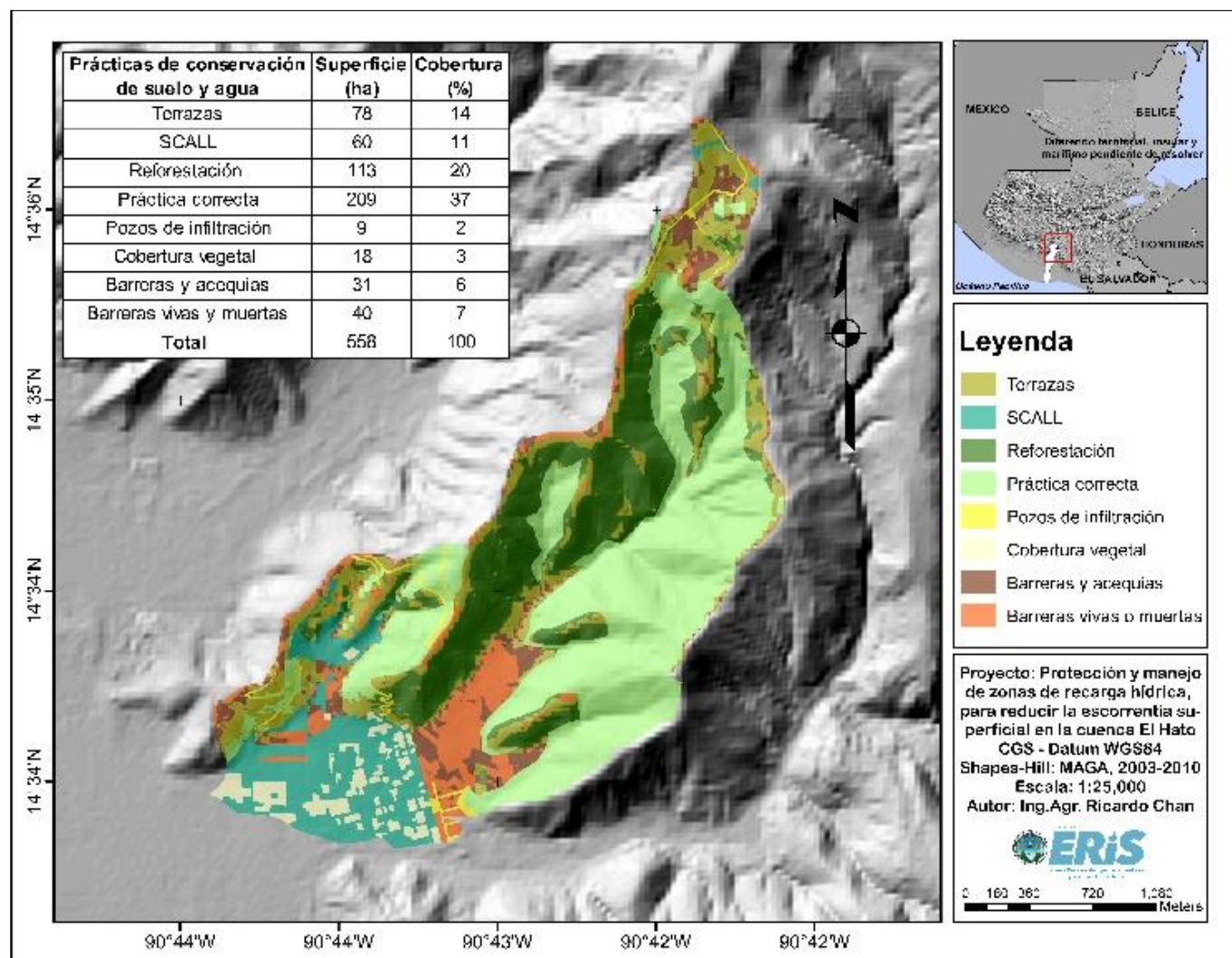


Se identificó que 209 ha se manejan de forma correcta y 349 ha requieren la aplicación de prácticas especiales de conservación del suelo y métodos de captación y almacenamiento de agua.

En la figura 7 se muestran las localizaciones y superficies de las propuestas de manejo para favorecer la conservación de suelo, captación y almacenamiento de agua, principalmente en las áreas críticas de recarga hídrica de la cuenca.

Se identificó que 374 ha son susceptibles a la degradación del suelo debido a sus condiciones de relieve pronunciadas y muy pronunciadas. Por lo tanto, es importante establecer cobertura forestal con bosque mixto de especies nativas de las familias: Rosaceae, Proteaceae, Primulaceae, Pinaceae, Pentaphylacaceae, Fagaceae, Ericaceae, Cupressaceae, Clethraceae, Chloranthaceae, Bignoniaceae, Betulaceae, Araliaceae y Altingiaceae.

Figura 7: Localización de la prácticas de conservación de suelo, captación y regulación de agua.



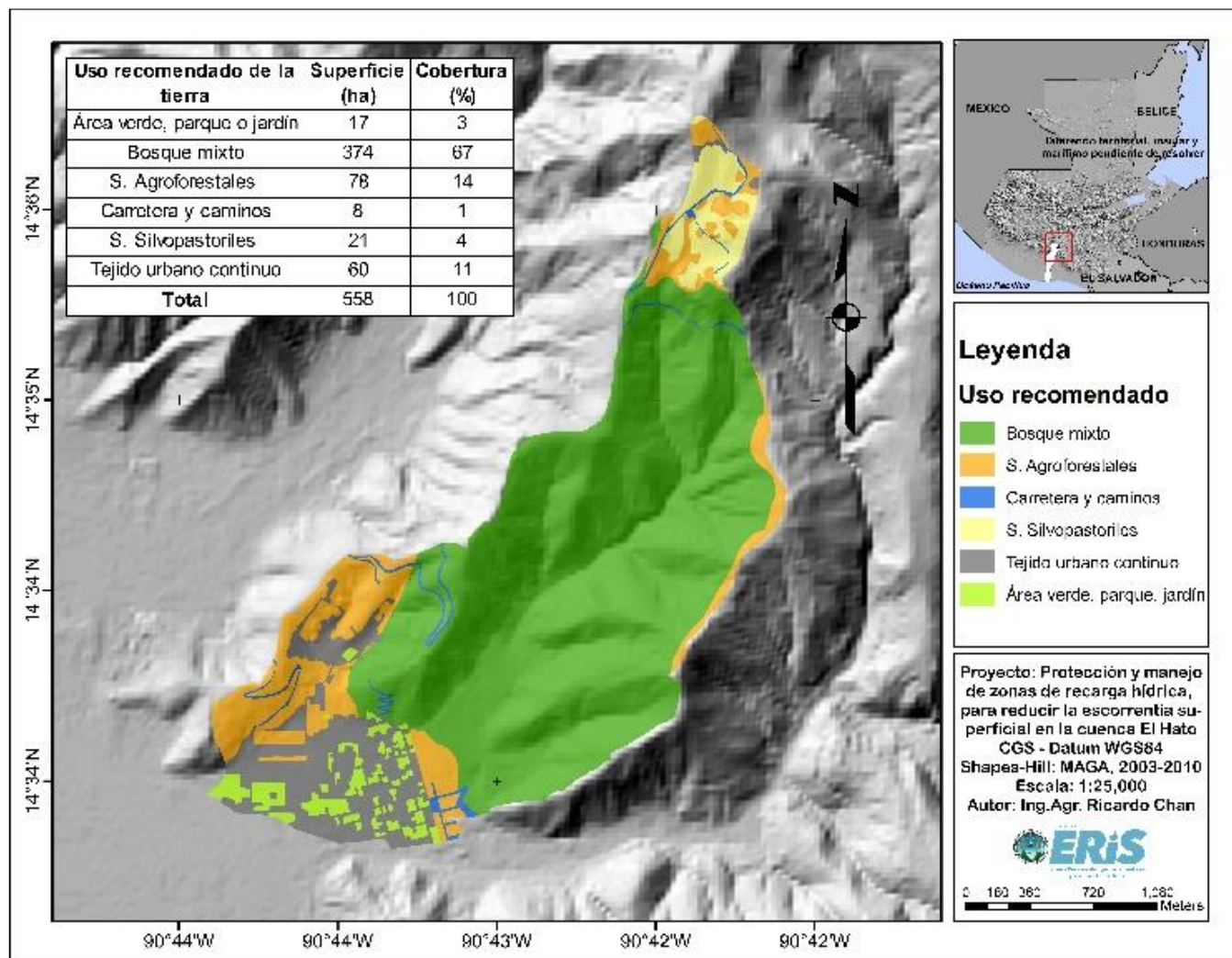
Por otra parte, se observó que la cobertura de uso agrícola en la cuenca debe ser de bajo impacto, utilizando sistemas agroforestales, que se refieren al asocio entre especies forestales y cultivos agrícolas permanentes, como café, o el establecimiento de árboles frutales que incluyen macadamia, aguacate, mora, arándanos, níspero, melocotón, manzana, pera y ciruela, que son aptos para 78 ha de la cuenca.

Además, se determinó que 21 ha de la cuenca requieren actividades silvopastoriles que combinan prácticas de ganadería tradicional con el uso de pastos y especies forestales.

El uso actual de la tierra se contrastó con la capacidad de uso para determinar la intensidad de uso de la tierra y el uso adecuado.

En la figura 7 se muestra la localización y superficie de los usos de la tierra adecuados según la capacidad de uso.

Figura 7: Uso de la tierra según su capacidad de uso



El efecto hidrológico de la propuesta de manejo para la cuenca se evaluó mediante ocho simulaciones hidrológicas asociadas a períodos de retorno de 2, 10, 25 y 50 años. Los escenarios evaluados fueron el uso actual de la tierra (figura 5) y uso de la tierra adecuado, según su capacidad (figura 7).

La estimación del impacto hidrológico se realizó según la diferencia entre las magnitudes de los caudales modelados en los dos diferentes escenarios de uso de la tierra en la cuenca, los cuales fueron resultados de las simulaciones en HEC-HMS®. En la tabla 5 se muestran los resultados de la modelación hidrológica:

Tabla 5: Simulaciones de caudal para evaluar el impacto hidrológico de las propuestas de manejo

TR	Caudal (m ³ /s)		Diferencia (m ³ /s)	Disminución de caudal (%)
	Caudal uso actual	Caudal uso adecuado		
2	4	3	0.5	14
10	11	9	2.2	20
25	19	15	3.3	18
50	27	22	4.1	15

Los resultados de la modelación hidrológica revelaron que, al aplicar las propuestas de manejo, las reducciones de caudales presentan diferencias estadísticamente significativas. En la tabla 6 se muestran los resultados obtenidos de la prueba de hipótesis del estadístico t de Student de medias apareadas.

Tabla 6: Resultados de la prueba de T – Student

Parámetro estadístico	Valor
Coefficiente de correlación de Pearson	0.9994
Diferencia hipotética de las medias	0.0000
Grados de libertad	3.0000
Estadístico t	3.2401
P(T<=t) una cola	0.0239
Valor crítico de t (una cola)	2.3534
P(T<=t) dos colas	0.0478
Observaciones	4.0000

Debido a que el estadístico t fue mayor que el valor crítico de t para dos colas ($3.2401 > 3.1824$) y también que el valor probabilístico para dos colas de t crítica fue menor al valor de alfa ($0.0478 < 0.05$), el análisis estadístico muestra que sí existen diferencias estadísticas significativas en los valores de disminución de caudal al aplicar el uso de la tierra acorde a su capacidad con respecto al uso actual.

Se determinó que de 558 ha, 472 ha tienen potencial de recarga hídrica “muy alta y alta”, de las cuales 301 ha son críticas y deben recibir un manejo acorde a su capacidad de uso para garantizar su protección, restauración y conservación.

Discusión de resultados

La identificación de la recarga hídrica y el desarrollo de planes de manejo adecuados son de gran importancia tanto a nivel nacional como global, especialmente en el

contexto de Guatemala, un país caracterizado por su gran biodiversidad, pero también por la creciente presión sobre sus recursos hídricos.

A nivel global, los estudios sobre recarga hídrica han cobrado relevancia debido a la creciente preocupación por la escasez de agua, especialmente en regiones áridas y semiáridas. La gestión adecuada de las cuencas hidrográficas y las áreas de recarga se ha convertido en una estrategia clave para mitigar los impactos del cambio climático. Estas estrategias ayudan a reducir el riesgo de inundaciones y sequías, al tiempo que mejoran la resiliencia de las comunidades frente a fenómenos climáticos extremos. (Food and Agriculture Organization of the United Nations -FAO-, 2021).

En este contexto, la implementación de planes de manejo en cuencas hidrográficas, que incluyan prácticas de conservación y restauración de ecosistemas como los bosques y las áreas de recarga, se presenta como una respuesta efectiva para asegurar la sostenibilidad del recurso hídrico a largo plazo.

En Guatemala, las cuencas y áreas de recarga hídrica son esenciales para asegurar el abastecimiento de agua, especialmente en épocas de sequía, en un contexto de cambio climático que altera los patrones de precipitación. La urbanización, expansión agrícola y deforestación afectan los ecosistemas que facilitan la recarga de acuíferos. Por ello, es crucial gestionar sosteniblemente estos recursos para garantizar la seguridad hídrica y el bienestar de las poblaciones (Global Water Partnership -GWP-, 2022).

En este marco, la recarga hídrica de la cuenca El Hato fue evaluada bajo el criterio del balance hidrológico de suelos, según la metodología de Schosinsky (2006).

Asimismo, las áreas críticas de recarga hídrica se definieron a partir de la categorización utilizada en el estudio de Orozco et al. (2003), mientras que las áreas potenciales de recarga hídrica se identificaron conforme a la metodología de actualización de mapas de recarga hídrica de Guatemala, propuesta por el MARN (2017).

Las áreas identificadas como potenciales y críticas de recarga hídrica, presentan características

hidrofísicas favorables al proceso de infiltración, como: suelos francos arenosos y densidades aparentes de (1.05 g/cm^3 a 1.4 g/cm^3). Los resultados anteriores reflejan condiciones de baja compactación, ya que las densidades de suelos franco arenosos deben ser mayores a 1.4 g/cm^3 . Esta situación favorece el proceso de infiltración, ya que existe mayor espacio entre las partículas de suelo (Sandoval, 2007).

Según Sandoval (2007), la tasa de infiltración en suelos franco arenosos varían entre 1.3 cm/h a 7.6 cm/h , y en la cuenca El Hato resultaron valores de hasta 15.6 cm/h , lo que indica la facilidad que tienen el agua para infiltrarse en la cuenca y la baja compactación de la misma en áreas no perturbadas por actividades antropicas, como urbanización, agricultura, jardines o tala de bosques.

Por otro lado, la geología presentó rocas ígneas y metamórficas, que reflejan la presencia de acuíferos de tipo volcánico piroclástico y de lava, con presencia de tufas del período terciario. Este tipo de materiales son considerados depósitos de lava, que constituyen los acuíferos más productivos a 150 m de profundidad (Spilman, 2000).

En la cuenca San Juan Las Minas en Jutiapa, Guatemala, se determinó que los mayores valores de recarga hídrica de 39.34 mm/año , estaban asociados a coberturas de vegetación baja y arbustiva, geología ígneas o metamórficas del período terciario y suelos de la serie Mongoy, con textura franco-arcillosa (García, 2021). Las condiciones de precipitación, uso de la tierra y texturas de suelo pueden afectar el proceso de recarga hídrica, ya que la recarga hídrica en áreas de vegetación arbustiva de la cuenca El Hato fue de 241 mm/año . La diferencia entre ambos estudios radica en la textura de suelos y régimen de lluvia donde existe una diferencia de 128.7 mm/año .

Según García (2009), en las cuencas Tacó y Shusho de Chiquimula, Guatemala, la recarga hídrica con categorías “muy alta y alta” corresponden a usos de la tierra de bosques, texturas de suelo gruesas e infiltraciones de 12.7 cm/h a 25 cm/h . Por otra parte, las recargas medias y bajas están ocupadas por usos de la tierra como granos básicos, matorrales y pastos. Las áreas con muy alta y alta recarga hídrica de la cuenca El Hato, comparten características con las cuencas Tacó y Shusho de Chiquimula, en cuanto a tipo de cobertura

boscosa y texturas de suelos gruesas (franco arenosas). Las similitudes hidro-físicas de ambas cuencas se reflejan en los resultados de infiltración; para El Hato en áreas boscosas es de 15.6 cm/h .

Las condiciones de precipitación, suelos, geología y los usos de la tierra en la cuenca El Hato favorecen el proceso de recarga hídrica. En particular, se observó que 472 ha presentan una recarga hídrica muy alta o alta, con valores máximos de 368 mm/año . De estas, 209 ha están bajo un uso adecuado, con bosque mixto y cultivos agroforestales, lo que contribuye a una recarga hídrica eficiente.

En la cuenca del río Teocinte, localizada en San José Pinula, Guatemala, el factor suelo condicionante en la recarga hídrica, donde los suelos franco-arenosos con diversas coberturas como bosque, pasto y cultivos anuales obtuvieron valores elevados de recarga hídrica los 300 mm/año hasta 411 mm/año , donde la cobertura que mejor captación de agua obtuvo fue el área boscosa ya que contaba con mayor extensión (19 km^2), sobre este tipo de textura de suelo y topografía ondulado a suave (Ramírez Reyes, 2023).

El uso de la tierra es un factor determinante en la recarga hídrica, en la cuenca Cune de Colombia, donde se realizó un estudio comparativo utilizando una metodología participativa y utilizando sistemas de información geográfica, para ambos casos la mayor posibilidad de recarga hídrica se determinó en usos de la tierra forestal y áreas de conservación. (Díaz Ibañez, 2021).

De manera similar en la cuenca El Hato, se identificó que el bosque mixto es la unidad con la mayor recarga hídrica en la cuenca, alcanzando un total de $674,980 \text{ m}^3/\text{año}$. Este valor es significativamente mayor en comparación con otros usos de la tierra muestreados, lo que resalta la importancia de los ecosistemas forestales en la recarga hídrica. Las unidades de uso agroforestal, como los cultivos de café, presentan una recarga de $131,992 \text{ m}^3/\text{año}$, lo que demuestra un rendimiento positivo, aunque menor en comparación con el bosque mixto.

Por otra parte, al analizar la recarga volumétrica por unidad de superficie (km^2), se identificó que los bosques eucalipto y bosques mixtos presentan los mayores valores de recarga hídrica, con $368,195$

m³/km² y 364,739 m³/km², respectivamente, destacando su rol crucial en la infiltración y almacenamiento de agua. Los sistemas agroforestales, como el café y gravilea, también muestran buenos valores de recarga, con 367,405 m³/km², aunque ligeramente inferiores a los bosques. En contraste, la vegetación arbustiva tiene valores más bajos de recarga (216,096 m³/km²), pero al combinarse con árboles dispersos, este valor aumenta significativamente a 330,542 m³/km², mejorando su capacidad de infiltración de agua.

Por otro lado, los usos de la tierra con vegetación arbustiva presentan valores más bajos, como el caso de la vegetación arbustiva con 216,096 m³/km², lo que refleja una menor eficiencia en la infiltración del agua. Similarmente, los granos básicos tienen una recarga de 338,453 m³/km², inferior a la de los ecosistemas forestales, pero aún significativa. Según Ramírez (2023), en la cuenca Teocinte, la mayor recarga fue ocupada por usos de la tierra de cultivos anuales donde hubo influencia directa del tipo de suelos franco-arenosos y relieves plano y ondulado. Por la extensión de la cuenca la oferta de agua asciende hasta los 460,574 m³/km².

En la cuenca El Hato, las unidades de vegetación arbustiva con árboles dispersos de eucalipto presentan los valores más bajos de recarga hídrica. En particular, el bosque de eucalipto y arbustos genera solo 22,568 m³/año, lo cual se debe a su limitada extensión de 6 ha dentro de las 558 ha totales de la cuenca, aunque aun así muestra una capacidad de captación de 368 mm/año. Por otro lado, la vegetación arbustiva tiene la menor capacidad de captación con 216 mm/año, pero ocupa una mayor área de 33 ha, lo que resulta en una recarga total de 216,568 m³/año. Esta recarga podría incrementarse si se implementan prácticas adecuadas de manejo del uso de la tierra, sin intervención antrópica.

El estudio realizado en la cuenca del río Rocha en Bolivia, ha puesto de manifiesto la relevancia de la vegetación nativa, particularmente los bosques, praderas y vegetación baja arbustiva en el proceso de recarga hídrica. Las raíces frondosas de estas especies generan microporos en el suelo, lo que mejora la capacidad de infiltración del agua, cuando tienen baja actividad humana y topografía favorable que contribuye significativamente a la conservación hídrica a mediano y largo plazo (Peredo Ramírez, Y. E. 2022).

En términos generales, la recarga hídrica total de la cuenca El Hato es de 1,623,403 m³/año, lo que subraya la importancia de las áreas forestales y agroforestales en la regulación hídrica. Esta oferta de agua varía según las condiciones climáticas de la cuenca, superficie, uso de la tierra, suelo y relieve. En contraste otras cuencas como en la cuenca Teocinte que tienen un potencial de recarga hídrica de 201,735,478.21 m³ año la cual tiene 7 veces más superficie que la cuenca El Hato. (Ramírez Reyes, L. R. 2023).

En la cuenca Guara, la cobertura vegetal también fue determinante para la recarga hídrica, ya que los usos de la tierra, como pastos y bosques, mostraron valores de recarga que variaron entre 101 mm/año y 186 mm/año (Álvarez y Lugo, 2014). De manera similar, otros estudios indican que, en las partes altas de las cuencas, la cobertura forestal es un factor clave que favorece el proceso de recarga hídrica (Roque, 2011). Este tipo de cobertura es favorable porque protege el suelo contra el impacto de las gotas de lluvia, disminuyendo su energía al impactar el suelo, y reduce el arrastre de suelo con la escorrentía superficial. Como resultado de lo anterior, las condiciones de infiltración mejoran y, por lo tanto, se garantiza una mayor recarga hídrica (Flores López et al., 2013).

En la cuenca Sicabá, localizada en Quiché, Guatemala, los valores de recarga hídrica con categoría muy alta y alta, corresponden a recargas hídricas medias en la cuenca El Hato, ya que en dicha región el promedio multianual de lluvias, son mayores, con rangos de 1,500 mm/año a 2,300 mm/año (Noriega, 2005). La cuenca Sicabá y El Hato cuentan con características hidrofísicas similares de suelo, geología y uso de la tierra, con la única diferencia que las lluvias anuales son mayores en Sicabá; mientras que en el Hato no superan los 1,200 mm/año en promedio multianual.

En 558 ha de superficie que tiene la cuenca, 472 ha tienen potencial de recarga hídrica y de ellas 301 ha son críticas, debido a sus condiciones favorables para infiltración, pero susceptibles al proceso de erosión por sus condiciones de pendiente, mayores a 55 %.

La vegetación baja arbustiva ocupa 113 ha del total de las áreas críticas de recarga hídrica y se consideran tierras subutilizadas. Por otro parte, 111 ha están ocupadas por uso agrícola en áreas de vocación forestal; esto genera sobreutilización de la tierra y causa

degradación del suelo. Estas condiciones limitan el proceso de infiltración debido a la compactación del suelo, lo que favorece la pérdida de agua como escorrentía superficial.

Por último, se determinó que 60 ha tienen cobertura urbana establecidas en áreas que tienen condiciones óptimas para recarga hídrica; sin embargo, solo 12 ha se ubican en áreas críticas de recarga hídricas.

Se considera que 209 ha de la cuenca El Hato se manejan de manera correcta; están ocupadas con bosque mixto y cultivos agroforestales en uso correcto. Por otra parte, 349 ha requieren manejo, de manera que 113 ha deben reforestarse, dado que en la actualidad están ocupadas por vegetación baja arbustiva y 188 ha están ocupadas por cultivos agroforestales en tierras con capacidad de uso boscosa y silvopastoril. Estas áreas requieren de prácticas de conservación de suelo como construcción de terrazas, acequias, barreras vivas y muertas, sistemas de captación de agua de lluvia y pozos de infiltración.

Las prácticas de conservación de suelo y usos adecuados de la tierra están de acuerdo con los grupos de manejo asociados a la capacidad de uso de la tierra de la cuenca.

Para garantizar la sostenibilidad de las prácticas de conservación de suelos propuestas y su adaptación ante el cambio climático, se considera que estas prácticas pueden mantenerse efectivas a largo plazo bajo ciertas condiciones como por ejemplo: la integración flexible y adaptativa con patrones climáticos el uso de especies autóctonas y resistentes a la sequía o inundaciones, conformación de mesas de gobernanza y alianzas con instituciones orientadas a la producción agrícola.

Además, el establecimiento de un sistema de monitoreo constante que permita ajustar las estrategias en función de la evolución climática y las necesidades del ecosistema se debe considerar. De esta manera, no solo se asegura la conservación a largo plazo de los suelos y la recarga hídrica, sino también la resiliencia de las comunidades locales ante el cambio climático. Esto garantizará la continuidad de los beneficios económicos y ambientales derivados de las prácticas propuestas, haciendo que sean sostenibles tanto ecológica como socialmente. (FAO, 2018)

En la cuenca de la Laguna Retana y El Ovejero, localizada en Jutiapa, Guatemala, se identificaron áreas críticas de recarga hídrica con limitantes de pendiente. Se documentaron acciones de reforestación con cultivos forestales y agroforestales, así como prácticas de conservación de suelo, incluyendo barreras vivas, acequias y diques en cárcavas. Además, se llevaron a cabo charlas de concientización dirigidas a la población local (Chamorro, 2010).

El 68 % de la cuenca El Hato es de vocación forestal y posee características de suelos franco arenosos, con pendientes pronunciadas que promedian el 44 %. Las condiciones biofísicas en la cuenca El Hato hacen vulnerable al territorio a procesos erosivos; por lo tanto, se identificaron prácticas de conservación de suelo en áreas con sobreutilización de la tierra y en sitios con pendientes mayores al 12 %.

La simulación hidrológica desarrollada para los períodos de retorno de 2, 10, 25 y 50 años muestran que, al aplicar el manejo propuesto para la cuenca, la recarga aumenta en promedio un 16 % con relación a la recarga hídrica que proporciona el uso actual de la tierra.

Lo anterior indica que, al proporcionar el uso correcto de la tierra en la cuenca El Hato, se lograría reducir la escorrentía superficial; por lo tanto, también se reduciría la pérdida de suelo por consecuencia de la escorrentía superficial. Según García (2009), la disminución forestal en un 4.69 % dentro de las cuencas Tacó y Shusho implicó una reducción del potencial de recarga en un 15 %, favoreciendo la erosión y aumento de escorrentía superficial.

Es importante mencionar que la caracterización de cuencas e identificación de áreas de recarga hídrica en sus partes altas contribuye a las necesidades del país, según el acuerdo gubernativo 19 – 2021 del Ministerio de Recursos Naturales y Ambiente de Guatemala, y la Ley Forestal del Instituto Nacional de Bosques en su artículo 47 y resolución 4.23.97, relacionados con la protección y conservación de cuencas hidrográficas y orientadas a brindar manejo y facilitar la gestión integrada de cuencas hidrográficas.

Conclusiones

Se identificaron 472 ha como áreas potenciales y 301 ha como áreas críticas de recarga hídrica en la

cuenca El Hato, que requieren manejo adecuado debido a sus características biofísicas y riesgo de erosión.

Se identificaron 113 ha que requieren restauración forestal y 188 ha que necesitan prácticas de conservación del suelo y captación de agua, como terrazas, barreras vivas y sistemas agroforestales.

Las modelaciones hidrológicas demostraron que la aplicación de prácticas adecuadas puede reducir la escorrentía superficial en un 16 %, favoreciendo la recarga hídrica.

Es fundamental que las autoridades municipales integren las áreas de recarga hídrica en sus planes de desarrollo y ordenamiento territorial, para asegurar el uso sostenible del agua y la protección de fuentes hídricas.

Es necesario realizar estudios de viabilidad técnica y económica para implementar las prácticas y propuestas de manejo de suelos y recarga hídrica en la cuenca El Hato, considerando los recursos disponibles, los costos asociados y las posibilidades de implementación a gran escala.

En el contexto sostenibilidad de la propuesta de manejo es indispensable investigar el impacto del cambio climático en la recarga hídrica, ya que las variaciones climáticas podrían afectar la eficiencia de las medidas de conservación de suelos. Este análisis permitirá ajustar las estrategias de manejo a escenarios climáticos cambiantes y garantizar su efectividad a largo plazo.

La participación de los actores locales es otro factor crucial. Es importante explorar la efectividad de los mecanismos de pago por servicios ambientales y otros incentivos para motivar a las comunidades a involucrarse de manera activa en la protección y manejo de la cuenca, asegurando así una gestión integral y sostenible.

La restauración ecológica en áreas de alta erosión dentro de la cuenca es clave para mejorar la calidad y cantidad de los recursos hídricos, por lo tanto, investigar la efectividad de estas prácticas permitirá aumentar la resiliencia de la cuenca frente a la erosión y contribuirá a la sostenibilidad de los recursos hídricos a largo plazo.

Agradecimientos

El autor desea patentizar su agradecimiento al administrador de la finca Chacra de Antigua Guatemala por permitir el acceso a las áreas de muestreo.

Financiamiento

Este trabajo fue financiado con recursos propios del autor.

Conflicto de interés

El autor declara no tener ningún tipo de conflicto de interés que pudiera haber influido en esta investigación.

Como citar este documento

Chan Escobar, R.A. (2024). Propuesta de manejo de áreas críticas de recarga hídrica en la cuenca El Hato, Guatemala. *Agua, Saneamiento & Ambiente*, 19(1), 1-19.
<https://doi.org/10.36829/08ASA.v19i1.1784>

Consentimiento informado

No aplica.

Contribuciones de autor

Conceptualización, trabajo de campo, tabulación, análisis y escritura: RACE.

Declaración de disponibilidad de datos del estudio

- 1) Shapefile biofísicos fueron descargados de: <https://ideg.segeplan.gob.gt/geoportal/>
- 2) Datos climáticos fueron solicitados en la página oficial del INSIVUMEH en: https://insivumeh.gob.gt/?page_id=68675

Referencias

- Rodríguez Lugo, D.M., & Pérez Álvarez, P. (2014). Determinación de la recarga hídrica potencial en la cuenca hidrográfica Guara, Cuba. *Aqua-LAC*, 6(2), 58-70.
<https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000230974>
- Chamorro Batres, T. M. (2010). *Determinación de zonas de recarga hídrica en la Laguna Retana y El Ovejero, Jutiapa, Guatemala*. Universidad de San Carlos de Guatemala.

- Díaz Ibañez, E. D., Hernández Ordoñez, C. S., Polanco Méndez, H., & Califa, L. J. (2021). Identificación participativa de zonas potenciales de recarga hídrica en la microcuenca Cune, Cundinamarca – Colombia. *Gestión y Ambiente*, 24(2), 1-15.
<https://doi.org/10.15446/ga.v24n1.95696>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2021). *El estado de los recursos de tierras y aguas del mundo para la alimentación y la agricultura - Sistemas al límite*. Informe de síntesis 2021.
<https://doi.org/10.4060/cb7654es>
- García Aguirre, F. A. (2021). *Determinación de áreas potenciales de recarga hídrica natural de la microcuenca del río San Juan las Minas, Asunción Mita, Jutiapa, Guatemala*. [Tesis de maestría en Manejo y Gestión de Cuencas Hidrográficas, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza].
<https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/11145>
- García Alvarez, M. G. (2009). *Determinación de las zonas potenciales de recarga hídrica en las subcuencas de los ríos Tacó y Shusho, municipio de Chiquimula, departamento de Chiquimula*. [Tesis de licenciatura como Ingeniero Agrónomo en Sistema de Producción Agrícola, Centro Universitario de Oriente, Universidad de San Carlos de Guatemala].
<http://www.repositorio.usac.edu.gt/2933/>
- Global Water Partnership (GWP). (2022). *Como la gestión de los recursos hídricos puede apoyar un desarrollo resiliente ante el clima en Guatemala*.
https://www.gwp.org/globalassets/global/about-gwp/publications/country-briefs/gwp_country_brief_guatemala_spanish.pdf
- Instituto Nacional de Estadística (INE). (2018). Censo Nacional de Población y Vivienda, para la república de Guatemala.
<https://www.ine.gob.gt/censo-poblacion/>
- Instituto Nacional de Sismología, Vulcanología, Meteorología e Hidrología (INSIVUMEH). (2018). *Curvas de Intensidad, Duración y Frecuencia – IDF, para la república de Guatemala*.
- Flores López, H.E., de la Mora Orozco, C., Ruíz Corral, J.A., & Chávez Durán, Á.A. (2013). Efecto de la cobertura de suelo de tres cultivos sobre la erosión hídrica. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, 12(1), 19-25.
<https://www.redalyc.org/pdf/4555/455545056004.pdf>
- Macías, J., Vargas, A., & Arellano, F. (2018). Conductividad hidráulica en dos sitios del valle central de Costa Rica: análisis comparativo de tres metodologías de ensayo en la zona no saturada. *Revista Geológica de América Central*, (59), 75-100.
https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?pid=S0256-70242018000200071&script=sci_abstract&tlng=es
- Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación e Instituto Geográfico Agustín Codazzi (MAGA – IGAC). (2013). *Estudio Semidetallado de los Suelos del Departamento de Sacatepéquez, Guatemala*.
<https://www.maga.gob.gt/download/suelos-sac.pdf>
- Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales (MARN). (2017). *Memoria técnica de actualización de mapa de tierra forestales de captación, regulación y recarga hídrica, Guatemala*.
- Noriega Arriaga, J. P. (2005). *Determinación de las áreas principales de recarga hídrica natural en la microcuenca del río Sibacá, Chinique, Quiché*. [Tesis de licenciatura como Ingeniero Agrónomo en Recursos Naturales Renovables, Facultad de Agronomía, Universidad de San Carlos de Guatemala].
http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/01/01_2211.pdf
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (2018). *Guía de buenas prácticas para la gestión y uso sostenible de los suelos en áreas rurales*.
<https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/158f38e2-86ef-47a9-aa3e-21be6fe6bd28/content>
- Orozco, E., Padilla, T., & Salguero, M. (2003). *Metodología para la determinación de áreas de recarga hídrica natural (capacitación técnica)*. [Informe Facultad de Agronomía de la Universidad de San Carlos de Guatemala y el Instituto Nacional de Bosques dentro del Proyecto de Conservación de Ecosistemas Forestales estratégicos].

- Peredo Ramírez, Y. E. (2022). *Lineamientos para la protección, manejo y conservación de fuentes de agua, y zonas de recarga hídrica en la microcuenca Larati, cuenca del río Rocha, Bolivia*. [Tesis de maestría en Manejo y Gestión de Cuencas Hidrográficas, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza]. <https://repositorio.catie.ac.cr/bitstream/handle/11554/3120/BCO23079826e.pdf?sequence=1>
- Ramírez Reyes, L. R. (2023). *Identificación de zonas de recarga hídrica mediante un balance hídrico de suelos en la microcuenca del río Teocinte, municipio de San José Pinula, Guatemala*. [Tesis de licenciatura como Ingeniero Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad de San Carlos de Guatemala]. <http://www.repositorio.usac.edu.gt/18510/>
- Roque Sosa, J. C. (2011). *Formulación de un plan de manejo de plantaciones de palo blanco (Cybistax donnel Smith) y determinación de las principales áreas de recarga hídrica de la Microcuenca del río Pacayá, Hacienda San Gregorio Piedra Parada, Coatepeque, Quetzaltenango, Guatemala, CA*. [Tesis de licenciatura como Ingeniero Agrónomo en Recursos Naturales Renovables, Facultad de Agronomía, Universidad de San Carlos de Guatemala]. <http://www.repositorio.usac.edu.gt/6692/>
- Sandoval Illescas, J. E. (2007). *Principios de riego y drenaje*. Editorial Universitaria, Universidad de San Carlos de Guatemala.
- Schosinsky, G. (2006). Cálculo de la recarga potencial de acuíferos mediante un balance hídrico de suelos. *Revista Geológica de América Central*, 34(1). 13-30. <https://doi.org/10.15517/rgac.v0i34-35.4223>
- Spilman, T. (2000). *Evaluación del recurso agua en Guatemala*. [Informe del Cuerpo de Ingenieros de los Estados Unidos de América].
- Turcios Castro, H. (2018). *Análisis de inundaciones pluviales en la ciudad de Antigua Guatemala, departamento de Sacatepéquez, Guatemala, C.A. y servicios realizados en el Instituto Privado de Investigación sobre Cambio Climático -ICC-, Guatemala, C.A.* [Tesis de licenciatura en Ingeniería en Gestión Ambiental Local, Facultad de Agronomía, Universidad de San Carlos de Guatemala]. <http://fausac.usac.edu.gt/tesario/tesis/T-03585.pdf>

Artículo Científico / Scientific Article

Estudio batimétrico de la laguna de Ayarza

Bathymetric study of the Ayarza Lagoon

Yorik Alexander Campos Morales¹

¹Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos, Facultad de Ingeniería, Universidad de San Carlos de Guatemala

Dirección para recibir correspondencia: ycamposm@gmail.com

Recibido: 23/07/2023

Revisión: 11/11/2024

Aceptado: 09/12/2024

Resumen

Los lagos y lagunas cumplen diversas funciones vitales para los ecosistemas y el desarrollo socioeconómico de las poblaciones cercanas a ellos. La laguna de Ayarza está ubicada a una distancia de 108.00 kilómetros de la ciudad capital, entre los municipios de Casillas y San Rafael Las Flores, en el departamento de Santa Rosa, Guatemala. Esta laguna se considera un cuerpo léntico de tamaño relativamente pequeño, razón por la cual no posee información que permita definir sus características y por ende imposibilita conocer su condición actual y definir planes a futuro. En esta investigación se buscó definir la profundidad y secciones de la laguna a través de su batimetría. Se determinó que la longitud de la laguna es de 5.78 kilómetros con un ancho de 3.73 kilómetros y perímetro de 20.00 kilómetros, ocupando un área de 13.80 kilómetros cuadrados en época de estiaje (febrero-marzo) del año 2015. La metodología utilizada consistió en procedimientos de campo como levantamiento topográfico utilizando un GPS, así con el trazo de una cuadrícula en toda su superficie para realizar las mediciones de profundidad con ecosonda. Con la información recabada se trabajó en un software para determinar las curvas de nivel y secciones de la laguna evidenciándose que existen zonas en el centro de la laguna que superan los 400 metros de profundidad. Esta información permite tener una línea base para futuros trabajos de investigación que permitan establecer las condiciones eutróficas de la laguna, y/o acciones a realizar como por ejemplo dragados.

Palabras claves: cuerpo léntico, profundidad de lagunas, cartografía, ecosonda, área de lagunas, modelado digital.

Abstract

Lakes and lagoons perform various vital functions for ecosystems and the socioeconomic development of the populations surrounding them. Ayarza Lagoon is located 108 kilometers from the capital city, between the municipalities of Casillas and San Rafael Las Flores, in the department of Santa Rosa, Guatemala. This lagoon is considered a relatively small lentic body, which is why there is no information that allows defining its characteristics, making it impossible to determine its current condition and define future. This research sought to define the depth and cross-sections of the lagoon through its bathymetry. The lagoon was determined to be 5.78 kilometers long, 3.73 kilometers wide, and with a perimeter of 20.00 kilometers, occupying an area of 13.80 square kilometers during the dry season (February-March) in 2015. The methodology used consisted of field procedures such as topographic surveying using a GPS, as well as the drawing of a grid across its entire surface to take depth measurements with an echo sounder. The information collected was used to develop software to determine the contour lines and sections of the lagoon, revealing that there are areas in the center of the lagoon that are deeper than 400 meters. This information provides a baseline for future research work to determine the eutrophic conditions of the lagoon and/or for actions to be taken, such as dredging.

Keywords: lentic body, lagoon depth, cartography, echo sounder, lagoon area, digital modeling.



Introducción

En limnología, la batimetría consiste en la medición de la profundidad en un área específica del cuerpo de agua, esta se efectúa recogiendo datos, de medición de posición (x, y), medición de calado (h) en un tiempo determinado (t). En este estudio, se utilizó el sistema de medición de posición por medio de un sistema de posicionamiento global (GPS. por sus siglas en inglés) y para la medición del calado, por medio de ecosonda.

En Guatemala se desconocen los datos limnológicos de la laguna de Ayarza, la importancia de conocer estos datos radica en conocer su batimetría para poder entender cuál es su forma debajo del espejo de agua, específicamente sus secciones y medidas. La caracterización morfométrica de un cuerpo de agua debe ser el punto de partida de las investigaciones limnológicas ya que permite conocer las profundidades y el relieve del fondo de un cuerpo de agua, facilitando así, las estrategias de conservación y manejo de la cuenca (Reyes Morales, et al., 2017) o como una herramienta clave para la gestión hídrica eficiente, incluyendo la cartografía marina, arqueología submarina y conservación ambiental (UAS Visión Ingeniería, 2024).

Hay referencias de otros estudios similares realizados a otros cuerpos de agua, por ejemplo, en un estudio en el Lago de Atitlán se determinó la profundidad máxima (327.56m) con ecosonda multi-frecuencia como un aporte en la batimetría inexistente (Reyes Morales, et al., 2017); en el Río Chontayacú de Perú se realizaron colección de datos de batimetría para fines de investigación y diseño de una central hidroeléctrica (Oscco Leiva, 2021).

El Análisis morfométrico y batimétrico del lago Pomacochas (Perú) es referencia en la obtención de datos en lancha de motor, estableciendo líneas de oeste a este, para determinar parámetros morfométricos primarios y secundarios (Barboza Castillo, et al., 2016).

Este tipo de estudios también se ha utilizado para el monitoreo del desempeño y estudio batimétrico de la plantas de tratamiento de aguas residuales como la de Neves Paulista de Sao Paulo, Brasil (Matsumoto y Sánchez, 2013), y en estudio batimétrico de embalses de montaña de morfología completa como el estudio

realizado en el embalse Cabra Corral provincia de Salta, Argentina (Olmos, et al., 2011).

Algunos otros estudios que realizaron análisis batimétricos son los estudios de la plataforma insular alrededor de la Isla del Coco, Costa Rica (Lizano R., 2001), el estudio batimétrico multihaz sobre el canal de acceso al puerto de Barranquilla en la hidro vía Río Magdalena, Colombia (Maza Hernández, 2021) y el estudio batimétrico del río Ebro en el tramo Puente del Milenio, España (Carriqui Porras, 2012).

Además, se ha realizado una evaluación del estado trófico de la Laguna de Ayarza utilizando el modelo de simulación Water Quality Analysis Simulation Program. En este estudio, se determinó que la laguna presenta niveles de fósforo cercanos a la eutrofización, con un promedio de 128.5 µg/l. Sin embargo, debido a sus relativamente bajos contenidos de nitrógeno (promedio de 0.52 mg/l), se considera que puede soportar una carga contaminante relativamente alta (Rodas Morán, 2014).

Por otro lado, en esta misma laguna, se han desarrollado investigaciones enfocadas en la estimación de la carga contaminante (Ortega Flores, 2010) y la determinación del estado trófico, en el que se registró una transparencia de 5.19 m y un contenido de nitrógeno total de 0.60 mg/l, valores que ubican a la laguna dentro de los límites del estado mesotrófico (Argueta Mayorga, 2012).

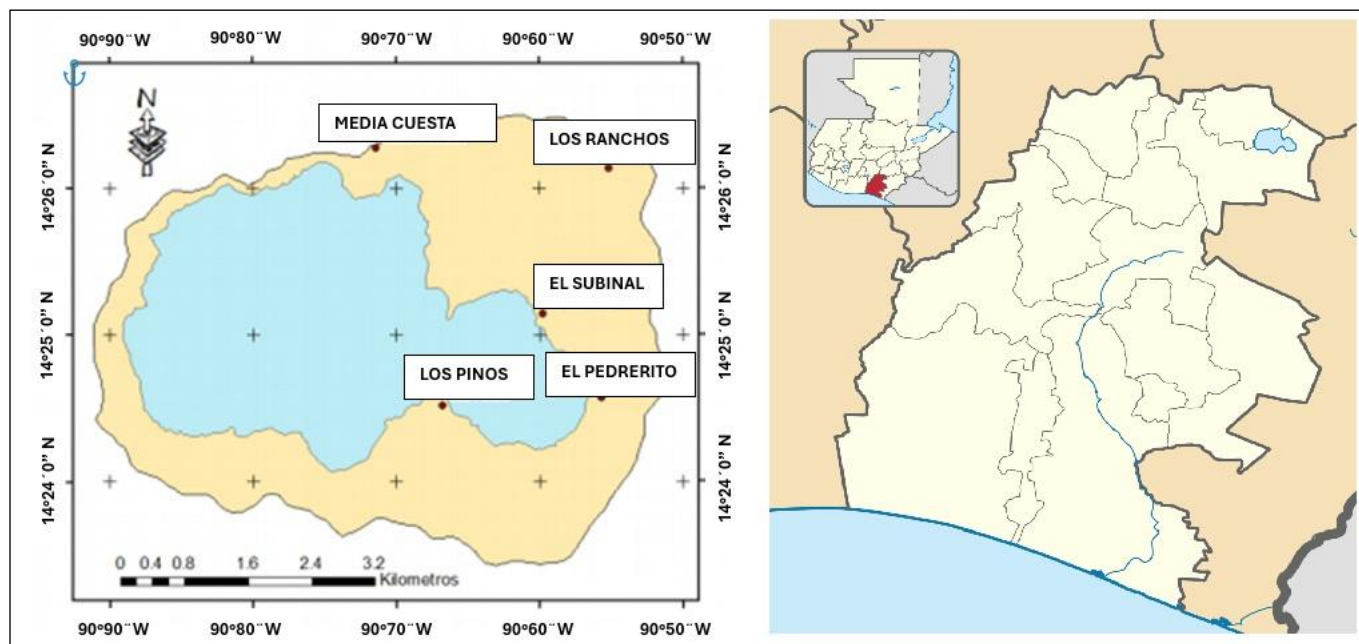
La laguna de Ayarza tiene una gran importancia turística y por su belleza tiene relevancia económica, biológica y científica por la diversidad de sus recursos. Es un refugio de fauna silvestre, en donde se realiza pesca artesanal, tiene cultivos regionales, y reservorios para agua potable y riego, es fundamental para el ciclo hidrológico de la región.

La laguna de Ayarza, designada como área de protección especial por el Congreso de la República de Guatemala (1989), es un cuerpo de agua de origen volcánico situado entre los municipios de Casillas y San Rafael Las Flores, en el departamento de Santa Rosa, Guatemala. Se estima que su formación ocurrió hace aproximadamente 2,000 años, como consecuencia de una erupción explosiva que destruyó un volcán gemelo, dispersando grandes volúmenes de pumita sobre la región circundante.

Esta laguna se ubica en las coordenadas 14°25'00" N, 90°07'30" W, con una altitud de 1,409 msnm. Debido a su origen volcánico, se clasifica como un lago de cráter, caracterizado por su morfología de cuenca cerrada y estructura geomorfológica en forma de caldera.

En este tipo de sistemas lacustres, generados por eventos volcánicos de alta energía, es común registrar profundidades que pueden alcanzar hasta los 1,600 metros en algunos casos.

Figura 1. Mapa de ubicación de la Laguna de Ayarza, en el departamento de Santa Rosa, Guatemala.



Materiales y método

El alcance de esta investigación es de tipo exploratoria se limitó a realizar el trazo de la cuadrícula en el área del espejo de agua con el fin de recolectar las coordenadas y profundidades respectivamente de cada punto en el área de la laguna.

Esta investigación tuvo como objetivo determinar la profundidad del cuerpo de agua de manera seccionada, por medio uso del equipo de GPS marca Garmin y ecosonda Fishfinder 400C (lectura máxima de 400 m de profundidad) de la misma marca del GPS. Con lo anterior descrito se realizó el estudio batimétrico de la laguna de Ayarza y se determinó su profundidad por medio de secciones.

Para obtener los datos de campo se utilizó una lancha tipo tiburonera a la cual se le instaló el equipo de lectura (ecosonda) con la cual se realizó recorrido por todo el perímetro de la laguna, se colocó una serie de puntos con georreferencia por medio de un GPS portátil. Con esta nube de puntos se determinó el perímetro y el área de la laguna; posteriormente se hicieron recorridos transversales y longitudinales, también un recorrido con una grida trazada y serpenteando el cuerpo de agua y en cada punto se hicieron lecturas de la posición y profundidad, los cuales fueron tomados con el equipo de ecosonda.

La investigación fue realizada en verano del año 2015, por lo que los resultados obtenidos se limitan al comportamiento del cuerpo de agua o del entorno de la laguna en esta época del año únicamente.

Después de la recolección de datos se aplicó en la investigación el procedimiento teórico correspondiente para el cálculo de cada punto tomado y se determinó la profundidad.

Finalmente, después de recopilar los datos se encontraron lecturas con profundidad cercanas a los 200 m, otras que superaron dicha profundidad y otras que no alcanzo la capacidad del equipo para poder encontrar las profundidades. Se lograron trazar dos secciones transversales, con longitudes de 1.97 km y 3.73 km, respectivamente, y una sección longitudinal de 5.78 km en la laguna.

Las mediciones revelaron una profundidad máxima de 400 metros en la parte más ancha de la sección transversal y en la zona central, según la capacidad máxima del ecosonda utilizado. No obstante, la laguna presenta profundidades superiores a 400 metros y mínimas de 3 metros.

Los datos de medición obtenidos se digitalizaron y trabajaron con el software AutoCAD Civil, el cual sirvió de apoyo para poder calcular las líneas e interpolaciones y dar un resultado con curvas de nivel.

En la figura 2, se presenta el trazo que se realizó para definir el perímetro y la localización de los puntos internos utilizados para determinar las diferentes profundidades.

Figura 2. Mapa muestra el trazo que se realizó en la toma de datos sobre el espejo de agua de la laguna, imagen obtenida de Google Earth.



Resultados

Se realizaron un total de 130 lecturas de profundidad para definir las características del perímetro de la laguna (ver figura 3).

Los datos de profundidad del perímetro fueron sometidos a un contraste de normalidad obteniéndose un valor p para la prueba de Shapiro-Wilk menor a 0.05, con lo cual se confirma que los datos provienen de puntos distintos del espejo de agua de la laguna y su comportamiento no responde a una distribución normal.

Figura 3. Imagen de Google Earth muestra la ubicación de los puntos muestreados del perímetro de la laguna.



En la figura 7 se muestra el histograma que contiene la distribución de los 130 datos obtenidos en campo.

La mediana de las profundidades obtenidas es de 95.50 metros, con un mínimo de 3.00 metros y un máximo de 305.00 metros.

En las tablas de la 1 a la 5 se muestran las profundidades obtenidas en todo el perímetro de la laguna (realizadas en febrero-marzo de 2015).

Figura 4. Histograma de distribución de profundidades en el perímetro de la laguna de Ayarza.

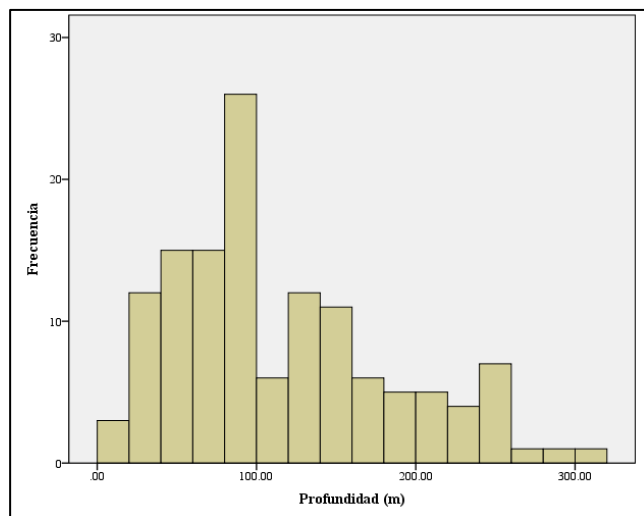


Tabla 1. Ubicación de puntos muestreados del 1 al 19 y sus respectivas profundidades.

Punto	COORDENADAS		Profundidad (m)
	Norte	Oeste	
	Grados (°)	Grados (°)	
1	14.40561	90.0964	10.2
2	14.40548	90.09757	33.7
3	14.40533	90.09864	27.4
4	14.40555	90.09975	62.6
5	14.40591	90.10096	49.3
6	14.40618	90.1022	73.5
7	14.40669	90.10343	68.8
8	14.40726	90.10456	67.4
9	14.40793	90.10577	41.1
10	14.40868	90.10694	43.8
11	14.40964	90.10782	45
12	14.41048	90.10875	80.4
13	14.41127	90.10934	87.7
14	14.41203	90.11006	64.6
15	14.41257	90.11105	61.1
16	14.41252	90.11208	79.4
17	14.41199	90.11345	85.1
18	14.41142	90.11462	92.3
19	14.41085	90.11565	159.8

Tabla 2. Ubicación de puntos muestreados del 20 al 54 y sus respectivas profundidades.

Punto	COORDENADAS		Profundidad (m)
	Norte	Oeste	
	Grados (°)	Grados (°)	
20	14.41026	90.11645	125.3
21	14.40965	90.11723	125.3
22	14.40895	90.11799	125.3
23	14.40817	90.11869	87.3
24	14.40734	90.11929	84.2
25	14.40661	90.11996	124.6
26	14.40557	90.1205	135
27	14.40471	90.12099	135
28	14.40456	90.12207	145.8
29	14.40475	90.12315	26
30	14.40514	90.12404	129.6
31	14.40521	90.12414	129.6
32	14.40594	90.12527	219.6
33	14.40643	90.12613	167.6
34	14.40688	90.12697	169.7
35	14.40728	90.12798	169.7
36	14.40742	90.129	150.3
37	14.40755	90.13176	21.9
38	14.4073	90.13328	95.4
39	14.4073	90.13435	97.4
40	14.40738	90.13531	147
41	14.40738	90.13634	123
42	14.40743	90.13802	112
43	14.40756	90.13899	112
44	14.40775	90.13998	100.5
45	14.40805	90.14098	155
46	14.40861	90.14179	155
47	14.40951	90.1424	193.2
48	14.4103	90.14285	192
49	14.4111	90.14331	192
50	14.41198	90.14338	218
51	14.41287	90.14417	267
52	14.41376	90.14458	226
53	14.41484	90.14486	257
54	14.41575	90.14502	251

Tabla 3. Ubicación de puntos muestreados del 55 al 89 y sus respectivas profundidades.

Punto	COORDENADAS		Profundidad (m)
	Norte	Oeste	
	Grados (°)	Grados (°)	
55	14.4167	90.14494	45.2
56	14.41767	90.14475	69.4
57	14.41856	90.14452	52.8
58	14.41948	90.14437	164
59	14.42045	90.14417	120
60	14.42181	90.14366	247
61	14.42274	90.14342	254
62	14.4238	90.14317	282
63	14.42469	90.14297	305
64	14.42568	90.14265	236
65	14.42676	90.14227	162
66	14.42756	90.14191	242
67	14.42831	90.14129	254
68	14.42911	90.14066	256
69	14.42982	90.14003	201
70	14.43043	90.13928	164
71	14.43096	90.13853	145
72	14.43141	90.13778	136
73	14.43186	90.13697	152
74	14.43195	90.13609	90.7
75	14.4319	90.1349	93.8
76	14.4318	90.13393	104
77	14.43177	90.13229	93.8
78	14.43178	90.1319	88.7
79	14.43174	90.131	106
80	14.43208	90.13029	88.7
81	14.43252	90.12937	84.6
82	14.43269	90.12839	183
83	14.43273	90.12742	183
84	14.43254	90.12621	96.4
85	14.43235	90.12523	96.9
86	14.43205	90.12424	92.7
87	14.43179	90.12336	55.3
88	14.43153	90.12247	45
89	14.43143	90.12154	32

Tabla 4. Ubicación de puntos muestreados del 90 al 124 y sus respectivas profundidades.

Punto	COORDENADAS		Profundidad (m)
	Norte	Oeste	
	Grados (°)	Grados (°)	
90	14.43127	90.12061	62.7
91	14.43074	90.11983	69.3
92	14.42998	90.11921	95.3
93	14.42924	90.11863	133.3
94	14.4285	90.11803	203
95	14.4277	90.11743	96.5
96	14.42694	90.11686	218
97	14.42612	90.11634	230
98	14.42539	90.11582	236
99	14.42262	90.11417	62
100	14.42181	90.11363	58.4
101	14.42097	90.11321	95.6
102	14.42002	90.1128	147
103	14.41917	90.11237	149
104	14.41836	90.11172	149
105	14.4178	90.11107	94.4
106	14.41797	90.11009	21.3
107	14.41839	90.10925	94.7
108	14.41833	90.10828	74.6
109	14.4177	90.10744	84.9
110	14.41725	90.10657	90.6
111	14.41684	90.10571	100
112	14.41639	90.10485	47.8
113	14.41601	90.10399	81.5
114	14.41546	90.10325	95.9
115	14.41488	90.10241	20.6
116	14.41438	90.10159	24.5
117	14.4139	90.10078	61.9
118	14.41347	90.10001	50.7
119	14.41305	90.09912	55.6
120	14.41275	90.09836	59.8
121	14.41242	90.09749	60
122	14.41212	90.09664	44.8
123	14.41177	90.09585	44.8
124	14.41113	90.09522	28.3

Tabla 5. Ubicación de puntos muestreados del 125 al 130 y sus respectivas profundidades.

Punto	COORDENADAS		Profundidad (m)
	Norte	Oeste	
	Grados (°)	Grados (°)	
125	14.41031	90.09486	28.3
126	14.40927	90.09515	3
127	14.40842	90.09551	6.3
128	14.40764	90.09592	60.8
129	14.40673	90.09638	21.7
130	14.40577	90.09634	20.6

En la figura 5 se muestra el resumen de los 50 puntos utilizados para definir la batimetría al centro de la laguna de Ayarza, estos puntos se identificaron de forma consecutiva a los puntos del contorno, por lo que estos se enumeran del 131 al 180.

Estos datos de profundidad del centro se sometieron a un contraste de normalidad obteniéndose un valor p para la prueba de Shapiro-Wilk de 0.110, con lo cual se confirma que los datos provienen de puntos que pueden considerarse similares (centro de la laguna) y cuyo comportamiento proviene de una muestra distribuida normalmente.

En la figura 6 se muestra el histograma que contiene la distribución de los 50 datos obtenidos al centro de la laguna.

La profundidad promedio obtenida al centro de la laguna es de 197.50 ± 111.27 metros, con un mínimo de 7.00 metros y un máximo de 400.00 metros.

En las tablas de la 6 y 7 se muestran las profundidades obtenidas en el centro de la laguna (realizadas en febrero-marzo de 2015).

Figura 5. Imagen de Google Earth muestra la ubicación de los puntos muestreados al centro de la laguna.



Figura 6. Histograma de distribución de profundidades en el centro de la laguna de Ayarza.

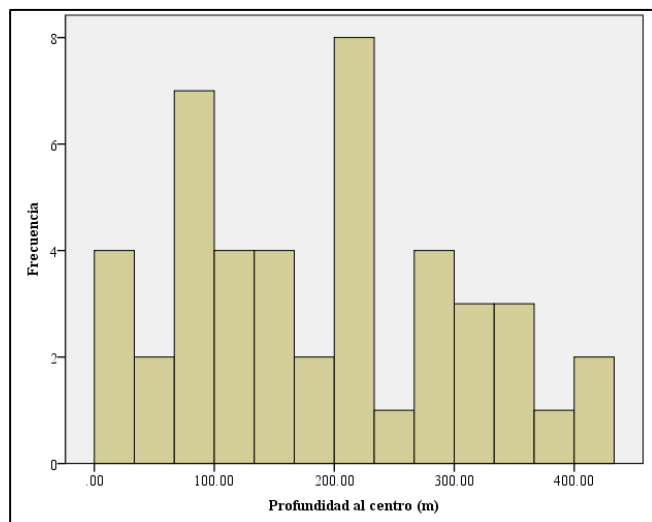


Tabla 6. Ubicación de puntos muestreados del 131 al 148 y sus respectivas profundidades.

Punto	COORDENADAS		Profundidad (m)
	Norte	Oeste	
	Grados (°)	Grados (°)	
131	14.408019	90.095985	7
132	14.406244	90.098291	27.6
133	14.410512	90.097852	210.5
134	14.414679	90.099529	20.5
135	14.409265	90.100054	300
136	14.40528	90.101157	63.1
137	14.408465	90.102977	225.4
138	14.412477	90.102797	350.4
139	14.41865	90.102321	30.5
140	14.417325	90.105133	125.3
141	14.411409	90.105472	309.8
142	14.406783	90.105713	80.4
143	14.409443	90.107843	87.7
144	14.414414	90.107327	294.7
145	14.417643	90.109016	99.4
146	14.413369	90.109499	79.4
147	14.410428	90.10994	85.1
148	14.413057	90.111263	92.3

Tabla 7. Ubicación de puntos muestreados del 149 al 180 y sus respectivas profundidades

Punto	COORDENADAS		Profundidad (m)
	Norte	Oeste	
	Grados (°)	Grados (°)	
149	14.416973	90.111287	284.6
150	14.419337	90.112786	60.3
151	14.415453	90.113184	218.4
152	14.411177	90.114584	90.7
153	14.413714	90.115467	278.4
154	14.419789	90.115219	320.4
155	14.424509	90.115025	105.2
156	14.43028	90.116761	135
157	14.422845	90.117164	217.8
158	14.416324	90.117529	248.6
159	14.410659	90.117957	161.1
160	14.408465	90.119831	129.6
161	14.419705	90.119413	400
162	14.427281	90.119178	219.6
163	14.424784	90.121846	196.2
164	14.417153	90.122054	S/L
165	14.410589	90.122389	365.7
166	14.405913	90.125294	150.3
167	14.413339	40.125241	S/L
168	14.423669	90.125286	S/L
169	14.429909	90.127941	214.6
170	14.421869	90.127913	S/L
171	14.416699	90.127962	S/L
172	14.420845	90.13109	400
173	14.41686	90.133412	389.4
174	14.410877	90.135781	285.7
175	14.421996	90.136097	345.1
176	14.425539	90.13872	218.4
177	14.417982	90.13848	197.5
178	14.409761	90.141874	157
179	14.421926	90.142031	125.3
180	14.416252	90.145496	218

En la figura 7 se muestra el plano batimétrico obtenido con las profundidades obtenidas a través del recorrido realizado según trazo mostrado en la figura 2.

En la figura 8 se muestra la sección SL-1 (sección longitudinal 1) siendo esta la parte más larga de la laguna. En la figura 9 se muestra la sección ST-1 (sección transversal 1), que es la sección pequeña de la laguna. Finalmente, la figura 10 muestra la sección ST-2 (sección transversal 2), esta es la sección mayor.

Estas secciones han sido respectivamente obtenidas con el software especializado, en ellas se pueden ilustrar las secciones aproximadas de la Laguna, no considerando los picos de profundidades que superan los 400 metros.

Figura 7. Plano batimétrico de la Laguna de Ayarza a escala 1:5,000 indicando profundidades por color.

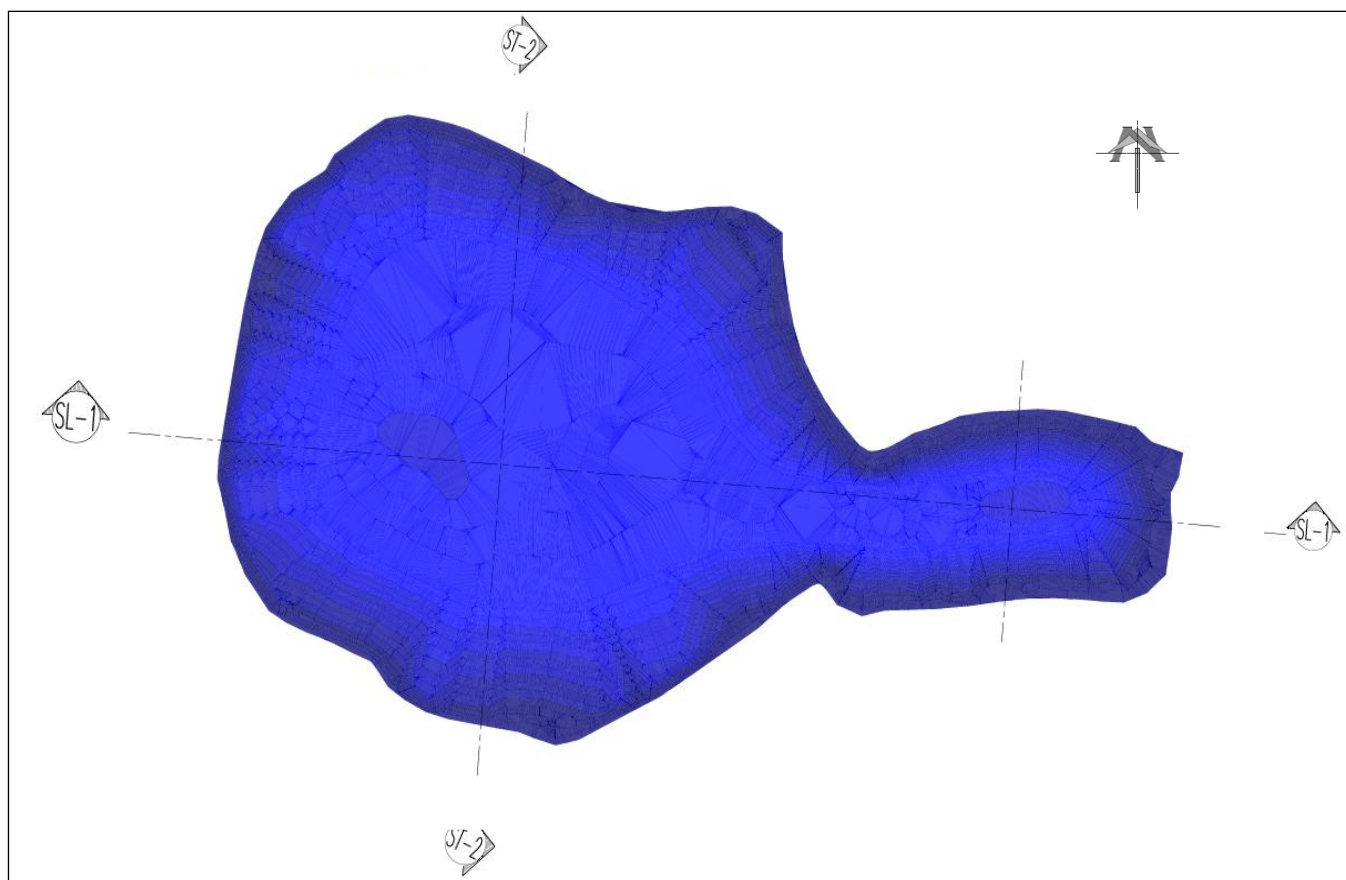


Figura 8. Seccion SL-1 de la Laguna de Ayarza a escala 1:5,000 indicando la seccion longitudinal.

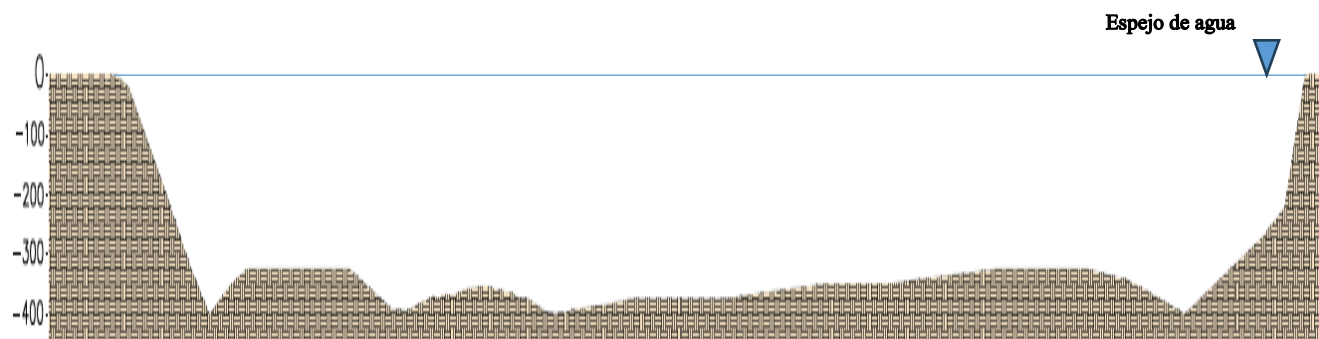


Figura 9. Seccion ST-1 de la Laguna de Ayarza a escala 1:5,000 indicando seccion transversal corta.

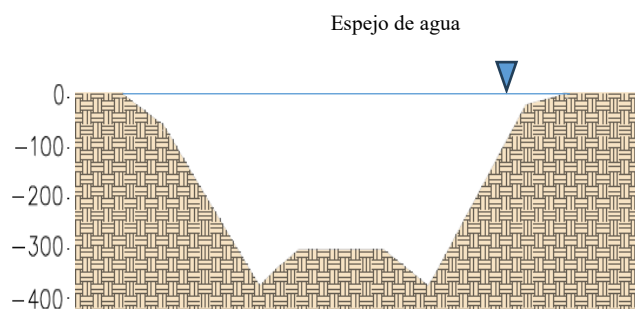
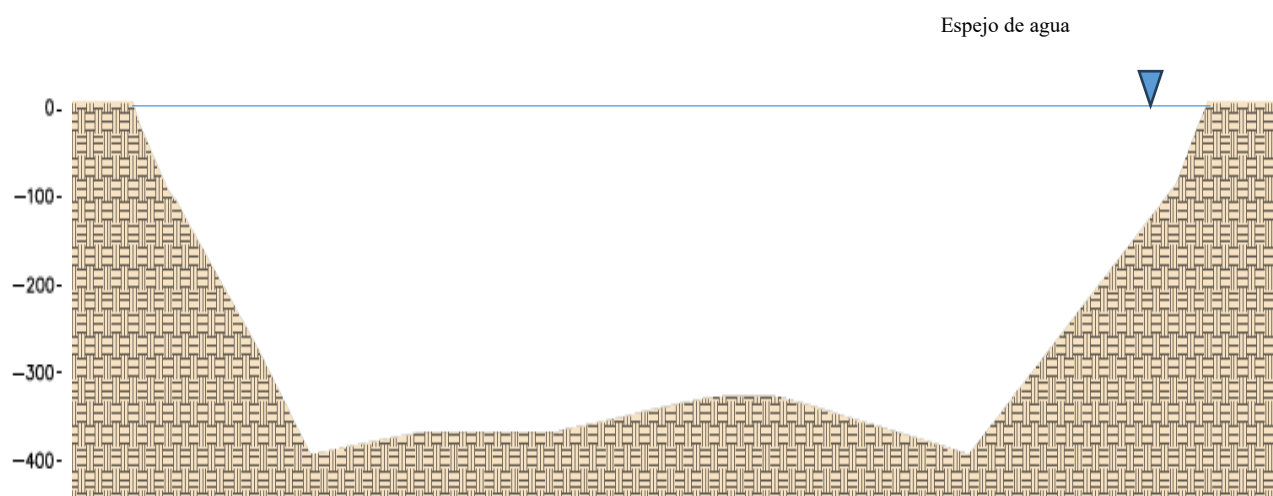


Figura 10. Seccion ST-2 de la Laguna de Ayarza a escala 1:5,000 indicando la seccion transversal mayor.



En la Tabla 8, se muestra de manera resumida por áreas, cual es la profundidad leída y calculada. De manera grafica se muestra en la figura 3 en donde se identifican con colores las profundidades de la laguna.

Tabla 8: Resumen de tabulación de profundidades.

Profundidad Mínima (m)	Profundidad Máxima (m)	Color
375	400	■
350	375	■
325	350	■
300	325	■
275	300	■
250	275	■
225	250	■
200	225	■
1750	200	■
150	175	■
125	150	■
100	125	■
75	100	■
50	75	■
25	50	■
0	25	■

Con los datos obtenidos en campo se determinó que la laguna cuenta con un perímetro de 20.00 Km, un área de 13.80 Km², una distancia longitudinal de 5.78 Km y una longitud transversal de 3.73 Km., en el período de verano del año 2015.

Discusión de resultados

El principal aporte de este estudio es facilitar tener una línea base de datos de profundidad de la laguna de Ayarza. La profundidad máxima encontrada supera los 200m que empíricamente se había considerado, llegando a superar los 400m (máximo posible con la ecosonda utilizada).

Al comparar el valor medido en cada punto colocado en la laguna y al momento de realizar el cálculo mediante el software de apoyo donde se grabaron los datos trabajados, se forma una serie de

curvas de nivel, que demuestran gráficamente las secciones trazadas en la laguna (con una forma irregular), determinando de esta forma que existen puntos ciegos, dado que el instrumento utilizado (Ecosonda) perdió su límite y no alcanzó a leer dichas profundidades por exceder su capacidad.

Las profundidades obtenidas se convirtieron en un mapa que permite tener un aspecto visual de la forma que tiene la laguna por debajo de su espejo de agua, lo que demuestra valores de profundidad que oscilan entre los 250 metros a más de 300 metros.

Para mayor detalle futuro, puede utilizarse ecosonda con mayor rango (espectro más amplio) de lecturas de profundidad, con la misma metodología de registro y cálculo utilizada y mostrada en este estudio.

Conclusiones

De los datos reflejados en esta investigación, se concluye que la profundidad de la laguna en cuestión es mayor a 200.00 metros que es el dato que se ha utilizado comúnmente para describir la profundidad de la laguna, superando los 400 metros que es la máxima lectura obtenida en el estudio dada la capacidad de la ecosonda utilizada.

Los resultados morfológicos (profundidad, perímetro, área) contribuyen a la batimetría de la laguna, como fuente de información para futuras investigaciones y/o estudios batimétricos que quieran realizarse, y definen la profundidad característica de la profundidad de la Laguna de Ayarza como línea base de las características morfológicas al año 2015.

Agradecimientos

Al Msc. Ing. Zenon Much Santos por la asesoría de esta investigación, que se espera enriquezca la base de datos de información de la Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria (ERIS) y a la Universidad de San Carlos de Guatemala.

Financiamiento

Este trabajo fue financiado con recursos propios del autor.

Conflicto de interés

El autor declara no tener ningún tipo de conflicto de interés que pudiera haber influido en esta investigación.

Como citar este documento

Campos Morales, Yorik Alexander. (2024). Estudio batimétrico de la laguna de Ayarza. *Agua, Saneamiento & Ambiente*, 19(1), 1-13.
<https://doi.org/10.36829/08ASA.v19i1.1766>

Contribuciones de autor

Conceptualización, trabajo de campo, tabulación, análisis y escritura: YACM.

Referencias

- Argueta Mayorga, D. S. (2012). Determinación del estado trófico de la Laguna de Ayarza, ubicada en el departamento de Santa Rosa, Republica de Guatemala. *Agua, Saneamiento & Ambiente*, 7(1), 41-46.
- Barboza Castillo, E., Maicelo Quintana, J.L, Vigo Mestanza, C.N., Castro Silupú, J., & Oliva, M. (2014). Analisis morfometrico y batimetrico del lago Pomacochas (Perú). *INDES Revista de Investigación para el Desarrollo Sustentable*, 2(2), 90-97.
<https://doi.org/10.25127/indes.20142.103>
- Carriqui Porras, M. (2012). *Estudio batimetrico río Ebro: tramo Puente del Milenio*. Obtenido de: <https://upcommons.upc.edu/handle/2099.1/15895>
- Congreso de la Republica de Guatemala. (1989). *Ley de Areas Protegidas Decreto 4-89*. Obtenido de: <https://conap.gob.gt/>
- Lizano R., O. G., (2001). Batimetria de la plataforma insular alrededor de la Isla del Coco, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 49(S2), 163-170.
<https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/view/26306>
- Matsumoto, T., & Sánchez O., Iván. (2013). Monitoreo del desempeño y estudio batimetrico de la planta de tratamiento de aguas residuales de Neves Paulista (Sao Paulo, Brasil). *Revista EIA*, 10(20), 139-151.
<https://revistas.eia.edu.co/index.php/reveia/article/view/525/508>
- Maza Hernández., D. F., (2021). *Estudio batimetrico multihaz, sobre el canal de acceso al puerto de Barranquilla sobre la hidrovía Río Magdalena*. [Trabajo de graduación de pregrado en Sistemas de Información Geográfica, Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Antonio Nariño, Colombia]. Obtenido de: <https://repositorio.uan.edu.co/items/569169fb-23e8-4a3c-af56-5b52452bfa5f>
- Olmos, L., Reuter, F., Pilan, M., Farias, H. D., Acosta, C., & Miranda, M. (2011). *Estudio batimetrico de un embalse de montaña de morfologia compleja. Cabra Corral, Salta*. [Memorias del Quinto Simposio Regional sobre Hidráulica de Ríos, Santiago del Estero, Argentina]. Obtenido de: http://irh-fce.unse.edu.ar/R11/TC/TC_B26_Olmos_et_al_Batimetrias_Embalses.pdf
- Ortega Flores, I. M. (2010). *Estimación de la carga contaminante y el volumen de sedimento en la laguna de Ayarza*. [Trabajo de graduación de maestría en Ingeniería Sanitaria, Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos, Facultad de Ingeniería, Universidad de San Carlos de Guatemala]. Obtenido de: http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/08/08_0402_MT.pdf
- Oscoco Leiva, C. A. (2021). *Estudio topo-batimétrico e hidrométrico por transectos del río Chontayacu confines de diseño de obras hidráulicas*. [Trabajo de graduación de licenciatura en Ingeniería Agrícola, Facultad de Ingeniería Agrícola, Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú]. Obtenido de: <https://hdl.handle.net/20.500.12996/5355>
- Reyes Morales , F., Ujpan, D., & Valiente, S. (2018). Batimetría y análisis morfométrico del lago de Atitlán (Guatemala). *Revista Científica*, 27(2), 48-58.
<https://doi.org/10.54495/Rev.Cientifica.v27i2.70>
- Rodas Moran, A. E. (2014). Evaluación del estado trófico del lago de Ayarza utilizando el modelo WASP 7.41. *Agua, Saneamiento & Ambiente*, 9(1), 43-47.
<https://doi.org/10.36829/08ASA.v9i1.1465>
- UAS Visión Ingeniería. (16 de Abril de 2024). *Batimetría: Qué es, Métodos, Importancia y Aplicaciones*. Obtenido de: <https://uasvision.cl/batimetria-que-es-metodos-importancia-y-aplicaciones/>

Artículo Científico / Scientific Article

Uso de pañales desechables y toallas sanitarias en la cabecera municipal de San Miguel Ixtahuacán, departamento de San Marcos

Use of disposable diapers and sanitary napkins in the urban area of the municipality of San Miguel Ixtahuacán, department of San Marcos

José Estuardo Velásquez López¹

¹Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos, Facultad de Ingeniería, Universidad de San Carlos de Guatemala

Dirección para recibir correspondencia: jocestuarioath@hotmail.com

Recibido: 12/08/2024 Revisión: 25/11/2024 Aceptado: 20/12/2024

Resumen

Los pañales desechables y toallas sanitarias representan una fracción significativa en los residuos sólidos urbanos, generando impactos ambientales sustanciales por su baja biodegradabilidad y lenta descomposición. En Guatemala, existe una escasa caracterización técnica sobre estos residuos, lo que limita su integración en estrategias de gestión. Este estudio se enfoca en el área urbana del municipio de San Miguel Ixtahuacán, departamento de San Marcos, con el objetivo de cuantificar su generación a través de una caracterización específica. Se realizó previamente un censo que identificó 888 viviendas, seleccionando 250 de estas como muestra para el estudio. La producción per cápita de residuos sólidos se estimó en 0.38 kg/hab/día. Los pañales desechables representan 0.13 kg/niño (0–3 años) /día y las toallas sanitarias 0.026 kg/mujer (12–50 años) /día. En promedio, un 17.37% de los residuos totales corresponde a pañales y un 3.53% a toallas sanitarias. Estos valores exceden el promedio nacional para pañales (14%), mientras que las toallas no son consideradas formalmente. La suma indica que más del 20% del residuo generado corresponde a residuos sanitarios, lo que plantea desafíos técnicos y ambientales en cuanto a su manejo, disposición final y posible tratamiento. Se recomienda desarrollar políticas públicas, tecnologías sostenibles y educación ambiental para reducir el impacto ecológico asociado a esta fracción de residuos sólidos urbanos. Este estudio demuestra que estos residuos constituyen un notable problema ambiental.

Palabras claves: pañales desechables, toallas sanitarias, residuos sólidos, residuos sanitarios, producción per cápita.

Abstract

Disposable diapers and sanitary pads constitute a significant fraction of urban solid waste due to their low biodegradability and extended environmental persistence. In Guatemala, the lack of technical characterization of these waste streams limits their integration into comprehensive management frameworks. This study was conducted in the urban zone of San Miguel Ixtahuacán with the objective of quantifying the generation of sanitary waste through a targeted waste characterization. A preliminary household census identified 888 residences, from which 250 were selected as a representative sample. The estimated per capita generation of total solid waste was 0.38 kg/person/day. Specifically, disposable diaper waste reached 0.13 kg/child (0–3 years)/day, while sanitary pad waste amounted to 0.026 kg/woman (12–50 years)/day. These components represented 17.37% and 3.53% of the total waste stream, respectively. The diaper proportion exceeded the national average of 14%, while sanitary pads are rarely included in national metrics. Combined, these sanitary residues account for over 20% of total solid waste, underscoring their environmental relevance. Their volume and persistence present challenges for collection, treatment, and final disposal within urban systems. The findings emphasize the urgent need for integrated waste management strategies, including sustainable technological alternatives, public policy adjustments, and awareness programs aimed at minimizing the ecological footprint of sanitary materials.

Key words: disposable diapers, sanitary napkins, solid waste, sanitary waste, per capita production.



Introducción

Según la Organización de las Naciones Unidas (ONU), los desechos sólidos son considerados un problema integral, desde su manipulación hasta su disposición final. Actualmente, los productos desechables como pañales y toallas sanitarias se han convertido en artículos de uso diario debido a su conveniencia y la higiene que ofrecen. Sin embargo, esta demanda genera un problema ambiental significativo, ya que, al cumplir su función, se convierten en desechos que contribuyen considerablemente a la contaminación y tardan décadas en degradarse.

La presente investigación tiene como objetivo analizar de forma cuantitativa el uso y la generación de pañales desechables y toallas sanitarias en el municipio de San Miguel Ixtahuacán, departamento de San Marcos, Guatemala, específicamente en el área urbana de la cabecera municipal. Este análisis se realizó mediante una caracterización de residuos sólidos, utilizando la guía para elaborar estudios de caracterización de residuos sólidos comunes. Esto permitió calcular los porcentajes relacionados con la generación de estos desechos.

El abordaje de este tema contribuyó a obtener cifras claras sobre la generación de residuos y desechos sólidos sanitarios en el municipio, lo que permitió planificar y priorizar acciones para reducir y mitigar el daño ambiental.

Antecedentes

Existen diversos estudios sobre el tema de residuos sólidos en Guatemala de manera general; sin embargo, no se profundiza en el tema de pañales desechables o toallas sanitarias.

El tema de residuos sólidos debe ser prioridad, por lo tanto, debe tratarse como tal, de acuerdo con la guía práctica para la formulación de planes municipales para la gestión integral de residuos y desechos sólidos en Guatemala, del Ministerios de Ambiente y Recursos Naturales (Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales [MARN], 2016) los pañales y toallas sanitarias conforman el catorce por ciento de los desechos generados, siendo esto un porcentaje considerable.

En el municipio de San Miguel Ixtahuacán, no existe mucha información acerca del tema, únicamente un estudio de factibilidad de tratamiento de desechos sólidos de manera mancomunada, realizado por la Asociación de Desarrollo Integral de Municipalidades del Altiplano Marquense [ADIMAM] en el año 2018. Este estudio refleja una producción per cápita de 0.30 kilogramos-habitantes/día y una producción diaria de 1.40 toneladas de desechos. De acuerdo con los resultados de dicho estudio, en promedio para la mancomunidad, un 63% se trata de desechos orgánicos y el 37% restante son desechos inorgánicos.

Según datos del Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales (2016), aproximadamente en Guatemala se generan 0.519 kg/hab/día de residuos y desechos sólidos domiciliarios en el área urbana. El uso de pañales para bebés se remonta hasta el año 1887, cuando en Estados Unidos, los pañales de tela se introdujeron de forma masiva (González Tejeda, 2022).

Con respecto a las toallas sanitarias, el uso de algunos trozos de telas extraídos de camisas, y de diferentes prensas se remonta hasta gran parte del siglo XX (Khamlichí, s.f).

En el área rural del municipio de San Miguel Ixtahuacán, específicamente en las aldeas de Maquivil y Chilive, se utilizan un promedio de 2.8 pañales por bebé al día, considerando que un 37% de la población utiliza pañales desechables, un 11% pañales de tela y el restante 52% utiliza ambos tipos de pañal (Mertenat y colaboradores, 2020).

De acuerdo con Figueroa Campos y García Ramos (2014), un mal manejo de los residuos sólidos tiene una estrecha relación con el deterioro de la salud pública, generando vulnerabilidad a contraer enfermedades en aquellas personas que entran en contacto directo o indirecto con los mismos.

Materiales y método

El enfoque metodológico de este estudio es cuantitativo, midiendo el porcentaje de residuos generados diariamente en el área urbana de la cabecera municipal.

El presente estudio fue realizado con un enfoque descriptivo, cuyo objetivo principal fue analizar los patrones de consumo y generación asociados al uso de pañales desechables y toallas sanitarias. Para tal fin, se llevó a cabo una caracterización de residuos sólidos, que inició con un censo poblacional destinado a identificar las viviendas donde se utilizan dichos productos, utilizando los lineamientos de Figueroa Campos (2014) y Muñoz Monzón (2020).

Seguidamente, se realizó un pre-muestreo para determinar un valor de producción per cápita de residuos y, con ello, realizar el cálculo de la muestra.

Esta investigación utilizó los lineamientos que establece la guía para elaborar estudios de residuos sólidos comunes del Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales (MARN), que se resume en las siguientes actividades:

- Actividad Uno: Antecedentes
- Actividad Dos: Socialización
- Actividad Tres: Cálculo de la muestra
- Actividad Cuatro: Selección de la muestra
- Actividad Cinco: Limpieza
- Actividad Seis: Recolección de muestras
- Actividad Siete: Análisis de muestras

Los materiales requeridos para la caracterización de residuos fueron:

- Vehículos para el recorrido y recolección de muestras
- Recipientes de plástico limpios
- Palas
- Guantes
- Escobas
- Botas de hule
- Mascarillas
- Pesas de piso y digitales
- Tableros tamaño carta
- Marcadores
- Bolsas plásticas (polietileno calibre 200)
- Maskin tape
- Calcomanías
- Instalaciones físicas

Área de Estudio

San Miguel Ixtahuacán es un municipio, que se encuentra ubicado en el altiplano del departamento de San Marcos, su extensión territorial es de 184 kilómetros cuadrados, se encuentra a una distancia de 69 kilómetros de la cabecera departamental y a 321 kilómetros de la ciudad capital de Guatemala. Limita al norte con los municipios de San Gaspar Ixchil y Santa Bárbara del departamento de Huehuetenango; al sur con los municipios de Tejutla y Comitancillo del departamento de San Marcos; al este con el municipio de Malacatancito del departamento de Huehuetenango y Sipacapa del departamento de San Marcos; y al oeste con el municipio de Concepción Tutuapa del departamento de San Marcos.

Según el Censo Nacional realizado por el INE en 2018, la población total del municipio de San Miguel Ixtahuacán era de 47,301 habitantes, de los cuales el 51.35% eran mujeres y el 48.65% hombres. El 92.86% de la población residía en el área rural y el 7.14% en el área urbana, lo que corresponde a 3,376 habitantes y 581 viviendas, que fueron incluidas en este estudio.

El municipio está compuesto por 63 centros poblados, distribuidos política y administrativamente en 5 micro regiones; estos incluyen la cabecera municipal, 19 aldeas, 42 caseríos y 1 colonia. San Miguel Ixtahuacán se localiza a una altitud de 2,065 metros sobre el nivel del mar, con un clima promedio entre templado y semifrío. La temperatura anual oscila entre 15.04°C y 25.4°C, y la precipitación pluvial promedio es de 678 mm anuales.

En 2018, el INE reportó que la cobertura de agua potable en el municipio era del 84.88% y en la zona urbana del 98.7%. El alcantarillado sanitario cubría el 18.10%, mientras que el 80% usaba letrinas. En áreas urbanas, un 67% tenía inodoros conectados a red de drenaje, 9% a fosas sépticas, 14% excusado lavable, 9% letrinas y 1% sin servicio. La energía eléctrica alcanzaba una cobertura del 100%.

En relación con la gestión de residuos sólidos en el municipio, el INE informa que el 5.5% de la población utiliza el servicio municipal de recolección y el 0.9% recurre a un servicio privado. Un 58% de los habitantes opta por quemar la basura, un 8% la entierra, el 0.1% la arroja en ríos, quebradas o al mar,

y el 2.8% la deposita en cualquier lugar. Por otro lado, un 24.4% realiza prácticas de compostaje o reciclaje de residuos. En las zonas urbanas, el 59% emplea el servicio público de tren de aseo municipal, el 7% utiliza un servicio privado y el 33% restante elimina sus residuos mediante quema, entierro u otras formas inadecuadas de disposición.

Pre-muestreo

El pre-muestreo buscó identificar a la población que genera pañales desechables y toallas sanitarias, así como identificar comercios, tiendas, farmacias y otros que vendan este tipo de artículos, para estimar la venta de pañales desechables y toallas sanitarias al día.

El fin primordial del pre-muestreo, fué determinar un valor de la producción per cápita por día PPC, para determinar el número total de viviendas o muestras para recolectarlas.

La determinación del tamaño de muestra se realizó, siguiendo los criterios de la Norma mexicana NMX-AA-61-1985, misma que hace referencia en la selección de un riesgo con que se realiza el muestreo, lo cual depende de diversos factores, como el conocimiento del lugar, capacidades técnicas del personal que participará, características del lugar, exactitud de la báscula que se utilizará, facilidades para la realización del muestreo.

Se pudo identificar que se tiene muy poco conocimiento y limitaciones operacionales, por lo que se opta por escoger un riesgo de 0.20, para este muestreo preliminar; teniendo como resultado 20 viviendas para el pre-muestreo como resultado del pre-muestreo, se determinó la PPC, obteniéndose un valor de 0.20 Kilogramos/persona-día.

Resultados

El pre-muestreo se realizó en 20 viviendas, separando los residuos en once categorías con su respectivo porcentaje de participación. Los resultados se presentan en la tabla 1.

Tabla 1: Resultados de caracterización pre-muestreo.

No	Categorías	%
1	Plástico	2.61
2	Papel de baño	1.74
3	Trapos	0.87
4	Aluminio	1.74
5	Pañales desechables	4.35
6	Toallas Sanitarias	3.48
7	Cartón	1.74
8	Duroport	0.87
9	Nylon	1.74
10	Materia Orgánica	3.48
11	Vidrio	1.74
TOTAL		100.00

Luego del pre-muestreo, se calculó la muestra, obteniendo un resultado de 59 viviendas. El siguiente paso es la caracterización de residuos sólidos, la tabla 2, muestra los resultados de esta en las 11 categorías y sus respectivos porcentajes de participación.

Tabla 2: Resultados caracterización de residuos sólidos.

No	Categorías	%
1	Plástico	7.46
2	Papel de baño	4.61
3	Trapos	3.53
4	Aluminio	8.01
5	Pañales desechables	17.37
6	Toallas sanitarias	3.53
7	Cartón	4.88
8	Duroport	5.97
9	Nylon	9.77
10	Materia orgánica	24.15
11	Vidrio	10.72
TOTAL		100.00

Estos resultados indican que existe una producción de 3.125 pañales desechables por niño al día, y un total de 2.36 toallas sanitarias por persona al día.

Del censo realizado, en las viviendas seleccionadas en la muestra, se obtiene un total de 64 niños comprendidos en edad de 6 meses a 3 años. Hablando específicamente de pañales desechables, se obtuvo como resultado, un peso promedio de 8.3 kilogramos, determinando una producción per cápita de 0.13 kg de pañales desechables/niño de 0 a 3 años por día.

Así mismo, el censo realizado en este estudio, indica que, en las viviendas seleccionadas en la muestra, habitan un total de 150 personas de género masculino y 172 de género femenino, estos resultados se pueden observar en la tabla 3.

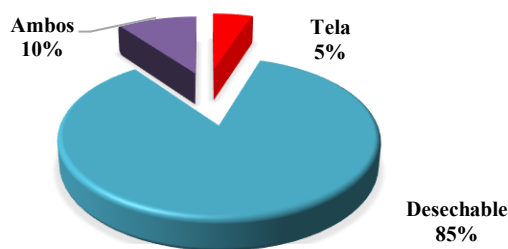
Tabla 3: Resultados de censo en la muestra.

Rango de edad	Género Femenino	Género Masculino
0-3	40	24
4 - 9	17	20
10-11	22	20
12-19	17	10
20 - 24	3	10
25 - 29	4	8
30 - 34	16	15
35 - 39	13	15
40 - 44	5	6
45 - 50	14	3
51 - 54	4	3
55 - 59	9	8
60 - 64	2	4
65 - 69	6	4
TOTAL	172	150

En el tema de evacuación de aguas residuales, sobre la muestra utilizada en este estudio, el 78% de las viviendas cuentan con servicio de alcantarillado sanitario, lo que se traduce en sanitarios lavables, y el restante 22% no cuentan con dicho servicio. De igual forma, el 76% no hacen uso del servicio de extracción de basura, y solo el 24% si utiliza el mismo.

Con respecto a la comercialización de pañales desechables y toallas sanitarias, se estima que hay al menos 20 comercios entre tiendas y farmacias que venden un total de 140 pañales desechables y 124 toallas sanitarias al día, de acuerdo con información obtenida en campo. En las viviendas seleccionadas para la muestra, se realizó una encuesta, la información destacada se presenta en las figuras 1 y 2 respectivamente.

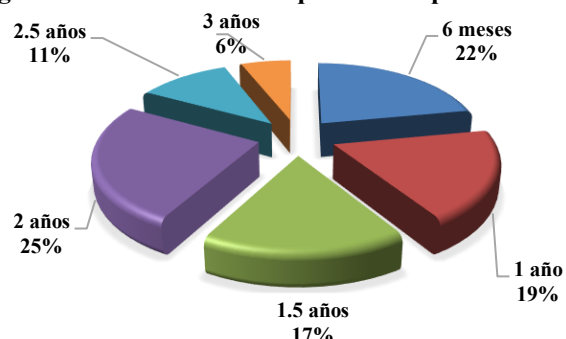
Figura 1. Tipo de pañal utilizado



La figura anterior indica que, en la cabecera municipal de San Miguel Ixtahuacán, el 85 % población seleccionada para la muestra utiliza pañales desechables, contra solo un 5 % que utiliza pañales de tela y finalmente un 10 % utiliza ambos tipos de

pañales, dicha gráfica representa mayormente, el uso de pañales desechables en la población del municipio.

Figura 2. Edad de los niños que utilizan pañales



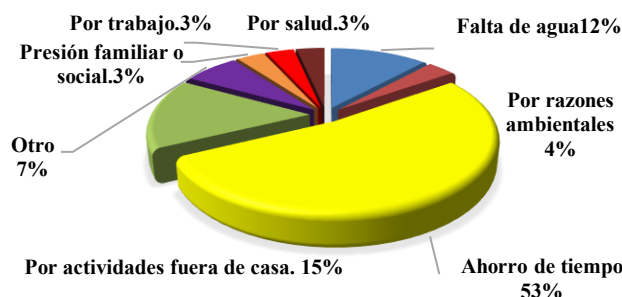
El 53% de la muestra utiliza tres pañales al día, lo que representa la cantidad más frecuente, seguida por el 16% que usa cuatro pañales y el 15% que utiliza dos. Un 10% de la población usa cinco pañales, y solo el 5% utiliza uno. Estos datos sugieren que tres pañales es la opción predominante, mientras que las otras cantidades son menos comunes. Estos resultados se muestran en la figura 3.

Figura 3. Número de pañales por niño utilizados al día



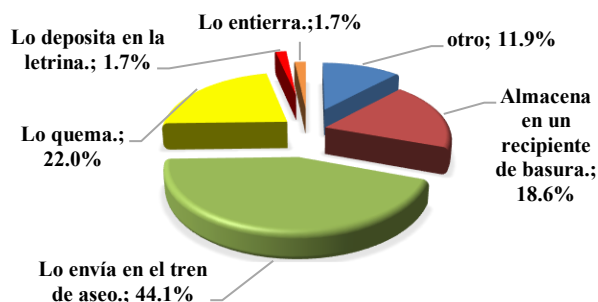
Con relación a las razones por las que se utiliza pañal desechable se encuentra que un 53 % responde a que el uso de este implica un ahorro de tiempo, lo cual se puede relacionar con la segunda respuesta que es por actividades fuera de casa, lo cual indica que es de fácil acceso lo que genera comodidad (ver figura 4).

Figura 4. Razones por las que se usa pañal desechable



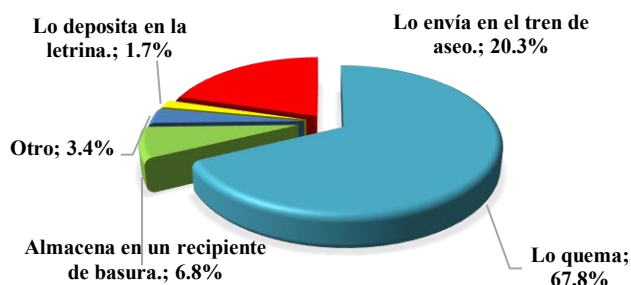
Las formas de eliminación de pañales desechables, cuando las personas se encuentran fuera de sus viviendas, corresponden al depósito de estos en el tren de aseo con un 44.1 %, seguido de incineración con un 22 %, con un 18.6 % almacenaje en un recipiente de basura, entre los resultados más sobresalientes la forma de desechar toallas sanitarias, según la figura siguiente con un 67.8 % que las incinera, un 20.3 % las envía en el tren de aseo.

Figura 5. Formas de eliminación de pañal desechable en la calle



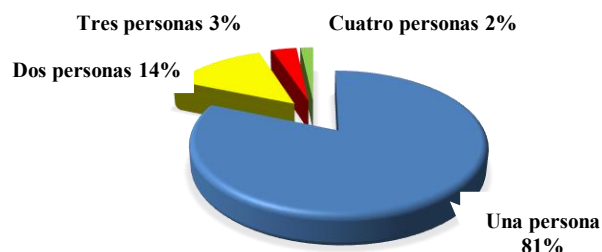
En cuanto a la proporción de pañales desechables usados por niño, la caracterización indica que el total de niños participantes en el presente estudio es de 64 y la cantidad total de pañales que se utilizan al día, según la encuesta es un total de 200 pañales desechables, lo que da un total de 3.125 pañales/niño/día así mismo sobre el tema de toallas sanitarias, no se recaudó mucha información al respecto, puesto que las participantes no respondieron al requerimiento de la información las gráficas siguientes se refieren a la poca información que se pudo obtener.

Figura 6. Formas de desechar las toallas sanitarias



De acuerdo con la encuesta, se determinó que, de la muestra seleccionada, un 81 % tiene en su familia, al menos una persona que utiliza toallas sanitarias, un 2% cuatro personas, un 3 % tres personas, y un 14 % dos personas. Según la figura 7. Finalmente, el censo ayuda a determinar que existen 74 personas que utilizan toallas sanitarias femeninas, a diario, y la cantidad total de toallas usadas al día asciende a una cantidad de 175, por lo que da un resultado de 2.36 toallas/persona/día.

Figura 7. Cuántas personas de su familia utilizan toallas sanitarias



Con respecto a la producción promedio de toallas sanitarias, se obtuvo un promedio de 1.91 kilogramos, por lo que se calcula una producción per cápita de 0.026 kilogramos de toallas sanitarias/fémica de 12 a 50 años por día.

Discusión de resultados

Según los datos obtenidos en el pre-muestreo, se estimó que la producción per cápita de residuos sólidos fue, en promedio, de 0.20 kilogramos por habitante al día. Esta cifra, aunque representaba el comportamiento general de la población, mostró una

notable diferencia con los resultados obtenidos en la caracterización posterior, que arrojaron un promedio de 0.38 kilogramos por habitante al día. Esta diferencia pudo deberse a variaciones estacionales o a factores externos que pudieron haber influido en los patrones de consumo y generación de residuos durante el periodo de pre-muestreo, en comparación con el análisis más exhaustivo realizado en la caracterización.

La producción per cápita de residuos sólidos de San Miguel Ixtahuacán (0.38 kilogramos por habitante por día), es menor al generado en la cabecera departamental de Jalapa, el cual fue determinado por Figueroa Campos (2015) en 0.66 kilogramos por habitante por día, lo que demuestra las diferencias importantes entre la producción de desechos sólidos en una cabecera departamental y una cabecera municipal en Guatemala.

Hablando específicamente de pañales desechables se obtuvo una producción per cápita de 0.13 kg de pañales desechables/niño de 0 a 3 años-día, y de toallas sanitarias 0.026 kilogramos de toallas sanitarias/fémina de 12 a 50 años-día, comparando estos dos resultados existe una diferencia notable, lo que puede deberse a factores externos tales como la frecuencia de uso de uno y otro producto.

En cuanto a la composición de los residuos sólidos generados, los datos de la caracterización revelaron que el 24% de los desechos correspondían a materia orgánica, la cual tenía un gran potencial para ser compostada o aprovechada como abono. Este porcentaje reflejaba una oportunidad significativa para la implementación de estrategias de reciclaje orgánico y compostaje, que pueden reducir considerablemente la cantidad de residuos destinados al vertedero. La materia orgánica, cuando se maneja adecuadamente, no solo disminuye el volumen de residuos, sino que también contribuye a la sostenibilidad del municipio al generar recursos útiles como abono para la agricultura local.

Por otro lado, los residuos reciclables, que incluían vidrio, aluminio, plástico y cartón, representaron un 31% del total de residuos generados. Este fue un porcentaje considerable, que, sumado al 24% de residuos orgánicos compostables dio un total del 55%. Este hallazgo resaltó el potencial para una mejora

significativa en las tasas de reciclaje y reutilización dentro del municipio. Si se implementan políticas efectivas de reciclaje y separación de residuos en el hogar, puede reducirse la cantidad de residuos enviados al basurero municipal, contribuyendo a una gestión más eficiente y ecológica de los desechos.

El análisis también incluyó otros tipos de residuos que no eran reciclables ni compostables, como el nylon (10%), papel higiénico (5%), trapos (3%) y duroport (6%). Sin embargo, un hallazgo destacado en la caracterización fue el alto porcentaje de pañales desechables y toallas sanitarias, que representaron un 17% y un 4% respectivamente, sumando un total de 21%. Este porcentaje fue alarmantemente alto y reflejó la gran demanda de estos productos en el municipio.

La presencia de estos residuos planteó una preocupación ambiental considerable, ya que los pañales desechables y las toallas sanitarias son productos de uso cotidiano que no se biodegradan fácilmente y contribuyen significativamente a la acumulación de desechos sólidos en los vertederos. La alta proporción de estos productos en los residuos indicó la necesidad urgente de buscar alternativas para reducir su impacto, como promover el uso de productos biodegradables o el reciclaje de estos materiales.

Al comparar los resultados obtenidos con los datos promedio a nivel nacional, según la guía práctica para la formulación de planes municipales de gestión integral de residuos del Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales (MARN), se observó una ligera variación en la distribución de los residuos, particularmente en plástico y cartón. La diferencia fue mínima, lo que sugirió que las tendencias de generación de residuos en San Miguel Ixtahuacán eran similares a las del resto del país.

Sin embargo, la guía agrupaba el papel higiénico, los pañales desechables y las toallas sanitarias en una categoría común, lo que permitió hacer una comparación más directa. Al aplicar este enfoque en los resultados obtenidos, se observó una diferencia notable de aproximadamente un 12%, lo que reflejó una discrepancia significativa en la generación de estos tipos de residuos en comparación con el promedio nacional. Esto indica la necesidad de estudiar más a fondo los factores locales que

contribuyeron a este patrón de consumo y generación de residuos, como las costumbres y hábitos en el municipio de San Miguel Ixtahuacán.

Otro aspecto relevante fue la diferencia en los residuos orgánicos. Los resultados obtenidos en la caracterización mostraron una diferencia de aproximadamente un 29% respecto a los datos nacionales. Este desfase pudo explicarse por el contexto agrícola del municipio, donde era común que muchos residentes aprovecharan los restos orgánicos para compostaje y la elaboración de abono.

Esta práctica, aunque beneficiosa para la agricultura local, redujo la cantidad de residuos orgánicos que llegaron a los vertederos. Además, se observó que el porcentaje de vidrio (8%) y aluminio (7%) fue superior al promedio nacional, lo que pudo reflejar diferencias en los patrones de consumo y la disponibilidad de materiales reciclables en la región.

Por último, un estudio realizado previamente por la Asociación de Municipalidades del Altiplano Marquense (ADIMAM, 2018) comparó los datos obtenidos en el municipio de San Miguel Ixtahuacán con los de otros municipios de la región. A partir de esa comparación, se identificaron patrones comunes en el consumo y la generación de residuos sólidos.

Sin embargo, los resultados también mostraron que los patrones específicos de consumo y generación de residuos en San Miguel Ixtahuacán fueron bastante diferentes a los de otras áreas. Esto sugirió que las particularidades locales, como el perfil socioeconómico, las prácticas culturales y el desarrollo agrícola, jugaron un papel importante en la configuración de los patrones de residuos.

Por lo tanto, los resultados obtenidos en esta caracterización proporcionan una visión detallada de la composición y cantidad de residuos generados en el municipio de San Miguel Ixtahuacán, lo que permite identificar áreas clave para mejorar la gestión de residuos. La implementación de políticas de reciclaje, compostaje y reducción de productos de un solo uso puede tener un impacto significativo en la reducción de la cantidad de residuos destinados al vertedero municipal, contribuyendo a un entorno más limpio y sostenible.

Conclusiones

- La caracterización realizada en el municipio de San Miguel Ixtahuacán muestra una producción per cápita de 0.38 kg/hab-día.
- El porcentaje de pañales desechables corresponde al 17% y toallas sanitarias al 4%, que en conjunto suman 21%, esto sobrepasa el promedio aproximado para Guatemala según información del Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales.
- Al día se venden un promedio de 140 pañales desechables y 124 toallas sanitarias, lo que significa 7 pañales/día/comercio y 6.2 toallas/día/comercio
- Las viviendas participantes en el presente estudio fueron un total de 250, de las cuales se estimó una muestra de 59 viviendas.
- Es evidente que el uso de pañales desechables es la opción preferida de los habitantes del casco urbano de la cabecera municipal de San Miguel Ixtahuacán, en comparación al uso de pañales de tela, el cual es muy limitado.
- El uso de pañales desechables, en gran porcentaje, sugiere un impacto ambiental considerable, pues estos generan más desechos en comparación con los pañales de tela.

Agradecimientos

Se agradece el apoyo de la Municipalidad de San Miguel Ixtahuacán, San Marcos, por medio de sus dependencias municipales, implicadas en la realización de la presente investigación.

Se hace un reconocimiento al Msc. Ing. Zenon Much Santos por la ayuda y asesoría hacia esta investigación, esperando enriquecer la base de datos de información de la Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria (ERIS) y a la Universidad de San Carlos de Guatemala.

Financiamiento

Este trabajo fue financiado con recursos propios del autor.

Conflicto de interés

El autor declara no tener ningún tipo de conflicto de interés que pudiera haber influido en esta investigación.

Como citar este documento

Velásquez López, J. E. (2024). Uso de pañales desechables y toallas sanitarias en la cabecera municipal de San Miguel Ixtahuacán, departamento de San Marcos. *Agua, Saneamiento & Ambiente*, 19(1), 1–9. <https://doi.org/10.36829/08ASA.v19i1.1917>

Contribuciones de autor

Conceptualización, trabajo de campo, tabulación, análisis y escritura: JEV.L.

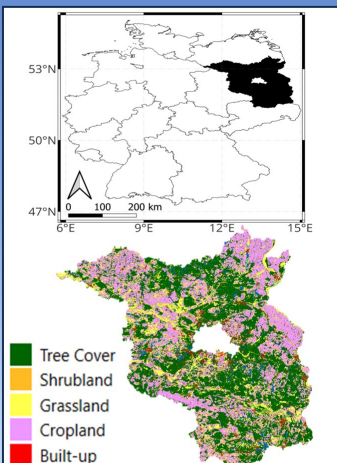
Referencias

- Asociación de Desarrollo Integral de Municipalidades del Altiplano Marquense [ADIMAM]. (2018). *Estudio de factibilidad de tratamiento de desechos sólidos de manera mancomunada. Guatemala*. ADIMAM.
- Figueroa Campos, G.A. & García Ramos, L.G. (2014). Gestión integral de residuos sólidos con énfasis en residuos susceptibles a valorización y disposición final, para la cabecera departamental de Jalapa. [Tesis de maestría, Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos, Facultad de Ingeniería, Universidad de San Carlos de Guatemala. Guatemala]. <https://www.repositorio.usac.edu.gt/1298/>
- Figueroa Campos, G. A. (2015). Lineamientos para la disposición final de residuos sólidos municipales en la cabecera departamental de Jalapa. *Agua, Saneamiento & Ambiente*, 10(1), 27-34. <https://doi.org/10.36829/08ASA.v10i1.1449>
- González Tejeda, D. (2022). *Impacto ambiental y económico del pañal reutilizable como alternativa al pañal desechable*. [Tesis de licenciatura, Facultad de Ingeniería Química, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla]. <https://hdl.handle.net/20.500.12371/17826>
- Khamlichi, M.D. (s.f). *Historia y evolución de los pañales desechables*. Científico. <https://www.cientifico.com/evolucion-panales-desechables/>
- Mertenat A., Leoni, A., Velasquez, W., Moser, D. & Zurbrugg, C. (2020). What about disposable diapers in solid waste management?. *Sandec News*, 21(1), 15. Eawag. https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/news/news_21.pdf
- Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales [MARN].(2016). *Guía práctica para la formulación de planes municipales para la gestión integral de residuos y desechos sólidos*. <https://www.copresam.gob.gt/wp-content/uploads/2023/08/Guia-Practica-para-la-Formulacion-de-Planes-Municipales-para-la-Gestion-Integral-de-Residuos-y-Desechos-Solidos-1.pdf>
- Muñoz Monzón, P.G. (2020). Lineamientos para la valorización de residuos sólidos en una industria de fabricación de agroquímicos. *Agua, Saneamiento & Ambiente*, 15(1), 6-13. <https://doi.org/10.36829/08ASA.v15i1.1125>
- Organización de las Naciones Unidas. (2023). Toallas sanitarias para frenar la contaminación. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. <https://www.unep.org/es/noticias-y-reportajes/reportajes/toallas-sanitarias-para-frenar-la-contaminacion>

SECCIÓN POSTERS

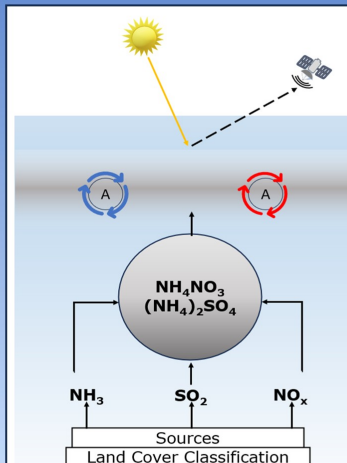


Introduction



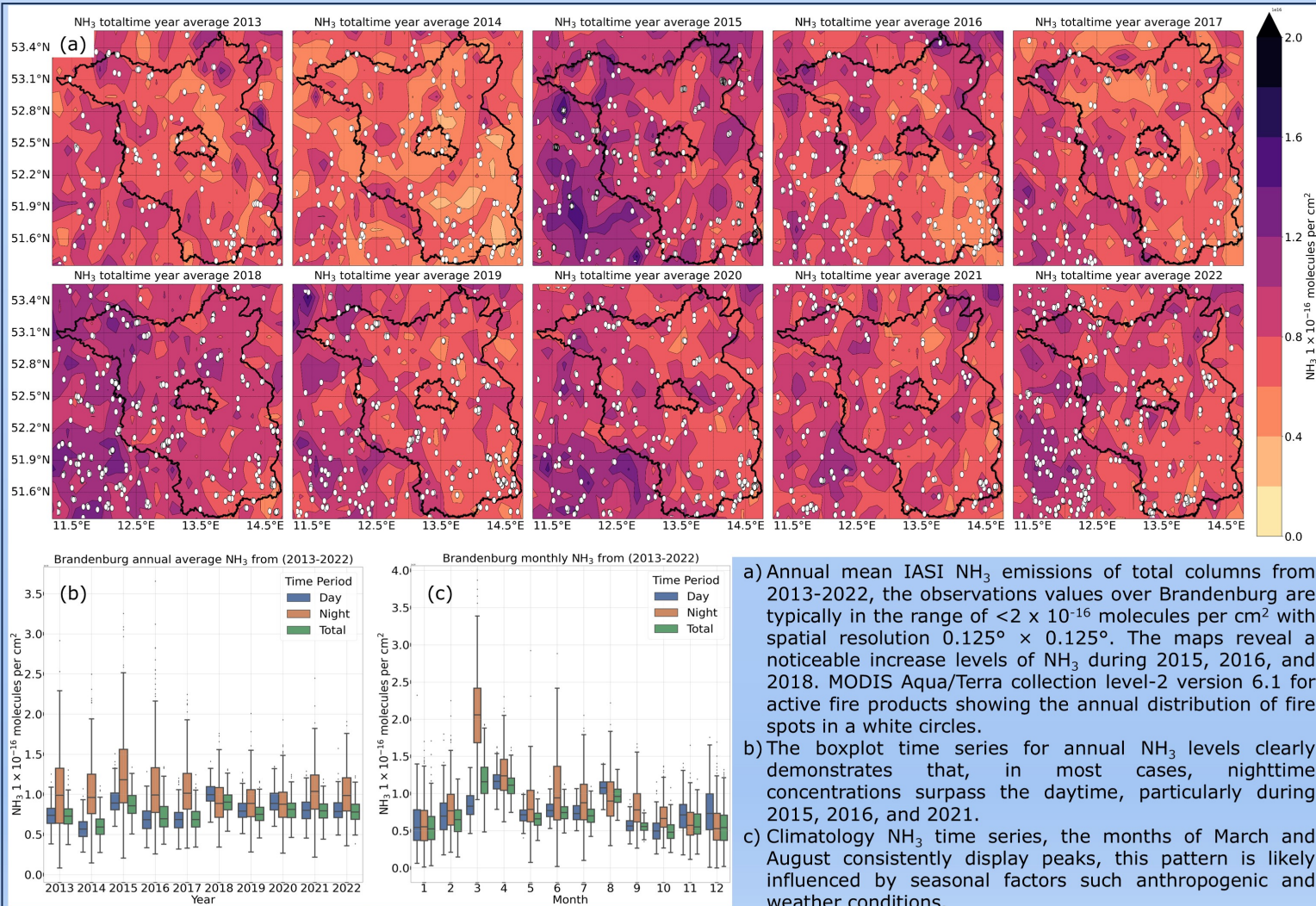
- Ammonia (NH_3) is a very reactive important gas, has a widespread impact related to air pollution, visibility, climate change, acid deposition and eutrophication. The primary source of global emission are agriculture, urban activities, and wildfires.
- NH_3 is a major precursor and contributor to the formation of aerosol particles transforming NH_3 into ammonium (NH_4^+) in the atmosphere.
- The study area shows the distribution of the land cover classification located in Brandenburg, Germany.

Methods



- Satellite-based data earth observation to capture spatial and temporal variations in ground surface sources and total column of NH_3 emission.
- Atmospheric detection of NH_3 emission from Meteorological Operation Satellite with platform (MetOp-B) with Infrared Atmospheric Sounding Interferometer instrument (IASI) and Land Cover Classification map at 10 m resolution with five classes at Brandenburg.
- MODIS Aqua/Terra collection for active fires products.

Results



Conclusions

- The study area in Brandenburg, provides an in-depth look at land cover classification and NH_3 emissions trends.
- The annual mean NH_3 emissions from 2013-2022 unveils consistent values with a noticeable increase observed during specific years in the northern region of Brandenburg. The annual distribution of fire spots using MODIS Aqua/Terra, highlighting the possible relationship between fire incidents and ammonia emissions. Boxplot time series reveal an intriguing pattern where nighttime NH_3 concentrations generally exceed daytime levels.
- Future work: Multiplatform approach of satellite and ground-based observations, to investigate the relationships between secondary aerosol particle with aerosol optical depth (AOD) values in the atmosphere under the presence of NH_3 considering additional factors that contributing to their changes, dispersion methods and ML.



SECCIÓN REPORTE DE CASOS



Reporte de Caso / Case Report

Remoción de materia flotante en un sedimentador primario con un dispositivo operado manualmente

Floating matter removal in a primary settling tank with manually operated device

Arnoldo Milian Dardón¹

¹Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos, Facultad de Ingeniería, Universidad de San Carlos de Guatemala

Dirección para recibir correspondencia: arnoldo.milian.d@gmail.com

Recibido: 17/10/2023

Revisión: 23/10/2023

Aceptado: 02/09/2024

Resumen

La remoción de materia flotante resulta un proceso complejo para los operadores de los sistemas de tratamiento, razón por la cual se considera necesario invertir en procesos de investigación que puedan facilitar este proceso y con ello hacer más eficiente el propio tratamiento. En Estados Unidos en 1931, fueron patentados e incorporados en las plantas de tratamiento de aguas residuales con enormes caudales a tratar, equipos automáticos de remoción de materia flotante superficial en los sedimentadores de flujo horizontal. Estos llamados scum removers, han evolucionado al punto de ser cadenas sin fin que se mueven en dirección al flujo de agua, utilizando paletas de acero inoxidable, colocadas ortogonalmente a la cadena, y trasladan hacia un extremo del sedimentador, la materia flotante para tratarla por separado. En el presente caso, el de un sedimentador convencional de flujo horizontal sin equipo electromecánico, el autor desarrolló este dispositivo para limpiar la nata que se forma sobre la superficie, denominado Limpia Natas Manual Lateral Milian1, o “LNMLM1”. La remoción de estas natas permite reducir los valores de contaminantes fisicoquímicos y bacteriológicos presentes en aguas residuales domésticas. Con la implementación del dispositivo ensayado se logra disminuir la carga orgánica después del sedimentador, lo que beneficia los siguientes procesos. Es así como, utilizando el limpia natas manuales lateral Milian1, denominado LNMLM1, la calidad del efluente disminuye la turbiedad de 190 a 80 UNT, la DQO, de 539 a 322 mg/L, y se logra llevar los valores de la DBO, de 429 a 254 mg/L.

Palabras claves: Contaminantes, nata superficial, carga orgánica, efluente, grasas - aceites y grasas, lodos de agua residual.

Abstract

The removal of floating matter is a complex process for treatment system operators, which is why it is considered necessary to invest in research processes that can facilitate this process and thus make the treatment itself more efficient. In the United States in 1931, automatic equipment for removing surface floating matter in horizontal flow sedimentation tanks was patented and incorporated into wastewater treatment plants with enormous flow rates. These so-called scum removers have evolved to the point of endless chains that move in the direction of the water flow, using stainless steel blades, placed orthogonally to the chain, and move the floating matter to one end of the sedimentation tank to treat it separately. In the present case, that of a conventional horizontal flow sedimentation tank without electromechanical equipment, the author developed this device to clean the scum that forms on the surface, called the Milian1 Lateral Manual Scum Remover, or “LNMLM1”. The removal of these scums allows to reduce the values of physicochemical and bacteriological contaminants present in domestic wastewater. With the implementation of the tested device, it is possible to reduce the organic load after the settling tank, which benefits the following processes. Thus, using the Milian1 manual lateral scum cleaner, called LNMLM1, the quality of the effluent decrease turbidity from 190 to 80 UNT, the COD from 539 to 322 mg/L, and the BOD values are reduced from 429 to 254 mg/L.

Key words: Contaminants, surface scum, organic components, effluent, FOG, sewage sludge.



Introducción

La separación de sólidos y líquidos por medio de procesos fisicoquímicos se da en la sedimentación, en la que, en función del tiempo de retención, velocidad, temperatura y otros factores, se logran separar parcialmente y acumular lodos que pueden ser evacuados oportunamente. Durante el proceso, parte de esos lodos, se ven afectados por la diferencia de densidades, y el empuje del agua y la baja fricción, provocan flotación de partículas semi sólidas, que suben a la superficie formando una nata o costra que cubre total o parcialmente el espejo de agua de la estructura.

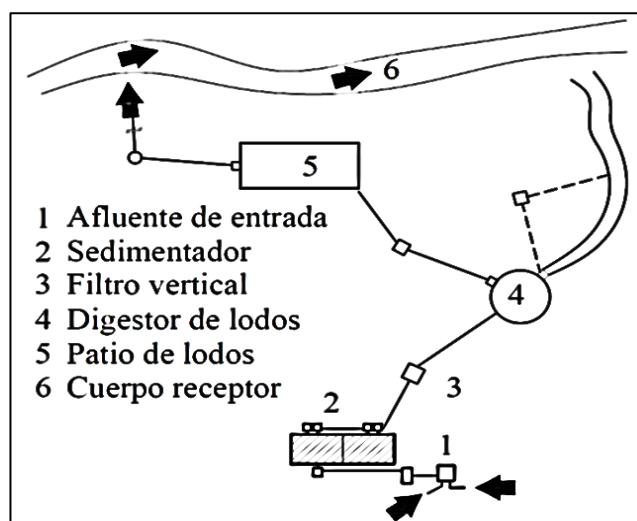
Esta nata, no es deseable porque impide la aireación de la superficie, y genera malos olores. Para que un operador pueda eliminarla debe estar de pie arriba del agua residual, parado sobre un tablón y blandiendo un rastrillo al que se le agrega una regla de madera, normalmente esta operación la realiza dos veces al día. El peligro de un accidente está presente todo el tiempo y sus consecuencias pueden ser incluso fatales. Luego la salud del operario se ve muy comprometida a pesar del equipamiento que tenga.

La planta de tratamiento de agua residual de la empresa SERVICSA, fue construida a mediados del año 1982, la cual se ubica en el km 4,5 de la carretera que conduce a la población de Chinautla, en el extremo norte de la zona 2 de la ciudad capital de Guatemala. Fue diseñada para recibir el efluente de varios complejos habitacionales. Actualmente da servicio a 238 viviendas con un promedio de 1200 usuarios con un caudal medio de 1.5 litros por segundo.

En la figura 1 se muestra el detalle de las unidades que componen la planta de tratamiento de agua residual, en la que se destaca la unidad del sedimentador primario, objeto de la implementación del mecanismo que se describe en este estudio de caso.

Esta planta de tratamiento de agua residual se diseñó bajo la óptica ambiental de países en vías en desarrollo. Tiene un sistema de rejilla de entrada, sedimentador primario, torre percoladora, un tanque digestor de lodos, patio de secado de lodos convencional y canal de desfogue a cuerpo receptor.

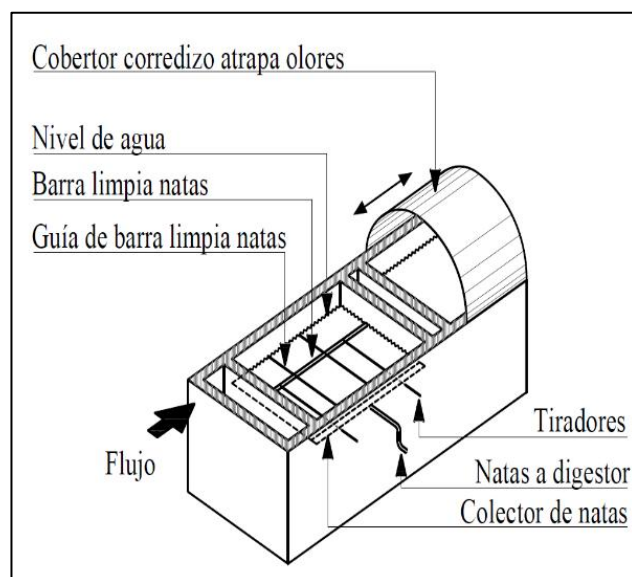
Figura 1. Componentes de la planta de tratamiento



Descripción y operación del LNMLM1

En la figura 2, se detalla en un isométrico el dispositivo LNMLM1, el cual consiste en una parte móvil y una parte fija. La parte fija, incorpora por un lado la barra guía que tiene agujeros para que se deslice el arrastre por el espejo del agua hacia el canal recolector que es un tubo de PVC de 4" cortado a la mitad con pendiente hacia un punto de recolección que conduce la materia semilíquida hacia el tanque digestor ubicado aguas abajo.

Figura 2. Isométrico del LNMLM1 colocado en el sedimentador de la planta de tratamiento de agua residual



La parte móvil del LNMLM1 hace el trabajo de arrastrar la materia flotante mediante el accionado manual de dos operarios quienes se sitúan a un lado del sedimentador y en forma sincronizada, halan los llamados tiradores que están colocados perpendicularmente a la barra horizontal móvil llamada arrastre, la cual, a su paso, acumula en su lento recorrido lateral, la materia flotante o nata hacia el colector de natas, ubicado en el costado exterior del sedimentador.

El LNMLM1 está construido en su totalidad de material PVC clase SDR 250. Dicho material se escogió por su gran resistencia a la agresividad del agua residual y por ser un material liviano para su manipulación.

Presentación del caso

Estudio realizado con el LNMLM1

Para comparar el efecto que genera el uso del dispositivo LNMLM1, el sedimentador se separó en dos unidades iguales con caudales iguales.

El compartimiento CD sin modificaciones (ver figura 3 lado derecho) y el compartimiento AB con el mecanismo LNMLM1 (ver figura 3 lado izquierdo). En la figura 4 se muestra la elevación del sedimentador donde se aprecia como se separó el sedimentador en dos compartimientos para realizar el estudio.

Figura 3. Identificación de los compartimientos AB y CD utilizados para el estudio.

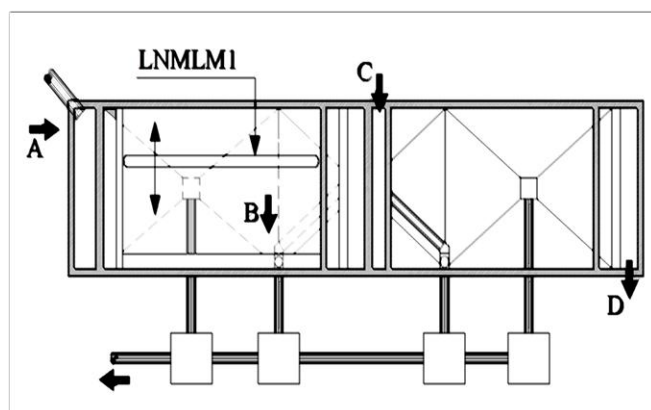
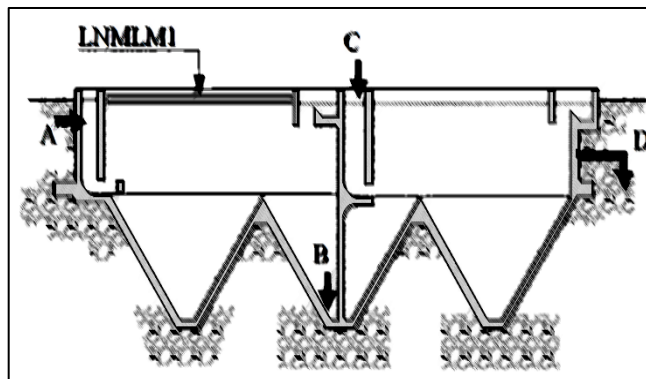


Figura 4. Elevación del sedimentador, se muestran los dos compartimientos (AB y CD) utilizados para el estudio.



A través de la operación del LNMLM1 se realizó la extracción de la capa superficial que se forma sobre el espejo de agua del compartimiento que tiene este dispositivo, observándose que esta capa se forma cuando se presenta un incremento de la carga orgánica. Esta capa puede ser removida antes que sedimente o se traslade en alto porcentaje a la siguiente fase del tratamiento por el operador de la planta de tratamiento, tomando para ello un tiempo no mayor de 15 minutos.

Durante el estudio se observó que después de las horas pico, es conveniente ejecutar dicha limpieza, esto es, aproximadamente a las 8 y 14 horas, lográndose un acarreo y descarga de lodos por evento, de aproximadamente 0.24 metros cúbicos, y dado que en promedio se ejecuta esta descarga dos veces por día, se estima que se desaloja en los dos eventos diarios un promedio de 0.48 metros cúbicos de sobrenadante por día. Este sobrenadante se traslada hacia el tanque digestor de lodos para su tratamiento respectivo.

Para analizar si existe algún efecto en la calidad del agua residual a la salida del sedimentador con el uso del LNMLM1 se tomaron muestras del agua residual en la salida de cada uno de los compartimientos, específicamente en el punto B y punto D.

Inicialmente, y para tener valores de referencia, se tomaron cuatro muestras a conveniencia. Una directamente de la materia flotante o nata, a la altura del espejo de agua en el compartimiento del sedimentador AB. Luego se efectuó la limpieza superficial con el LNMLM1, y se dejaron pasar 10 minutos para que el espejo de agua se normalizara (no turbulencia,

agrupación de nata etc.). Luego, se tomó una muestra del efluente en la descarga B y otra en la descarga D del compartimiento del sedimentador CD el cual no tiene el dispositivo LNMLM1.

Para el análisis, se escogieron los parámetros más representativos para evidenciar el cambio de parámetros pertinentes esto es: la turbidez, sólidos sedimentables, sólidos totales, demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y *Escherichia coli*.

Resultados obtenidos

Durante el estudio se realizó el muestreo del material flotante sobre el sedimentador, determinando que este presenta una turbiedad de 1700 UTN, sólidos suspendidos de 2,306 miligramos por litro, una demanda química de oxígeno promedio de 1,711 miligramos por litro y demanda bioquímica de oxígeno promedio de 1,350 miligramos por litro.

Esta caracterización muestra que el sobrenadante presenta valores altos de DBO y DQO al compararlos con los valores obtenidos en el agua residual, lo que debe ser objeto de análisis a futuro para establecer la necesidad de dar el tratamiento adecuado a este sobrenadante para reducir su carga contaminante, dado que hasta hoy en día la formación de estos sobrenadantes resulta un problema para los sistemas de tratamiento principalmente por su heterogeneidad y falta de metodología para su cuantificación.

En la tabla 1 se muestran las concentraciones de los parámetros de turbiedad, sólidos suspendidos, demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO) obtenidas en el ingreso de la planta de tratamiento de agua residual, en la salida del compartimiento del sedimentador que operó con el dispositivo LNMLM1 y en la salida del compartimiento del sedimentador que no operó con este dispositivo.

Tabla 1. Concentraciones de parámetros analizados durante el estudio.

Parámetro	Unidad	Ingreso a sedimentador	Salida de sedimentador con dispositivo LNMLM1	Salida de sedimentador sin dispositivo
Turbiedad	UTN	190	80	130
Sólidos suspendidos	mg/l	199	175	130
Demanda Química de Oxígeno	mg/l	539	322	398
Demanda Bioquímica de Oxígeno	mg/l	429	254	315

La tabla 2 contiene el porcentaje de variación en las concentraciones de turbiedad, sólidos suspendidos, DQO y DBO obtenidos en las cámaras del sedimentador con el dispositivo LNMLM1 y sin el dispositivo.

Es importante observar que la concentración de turbiedad presentó una reducción del 38%, en la DQO se obtuvo una reducción del 19% y en la DBO del 24%.

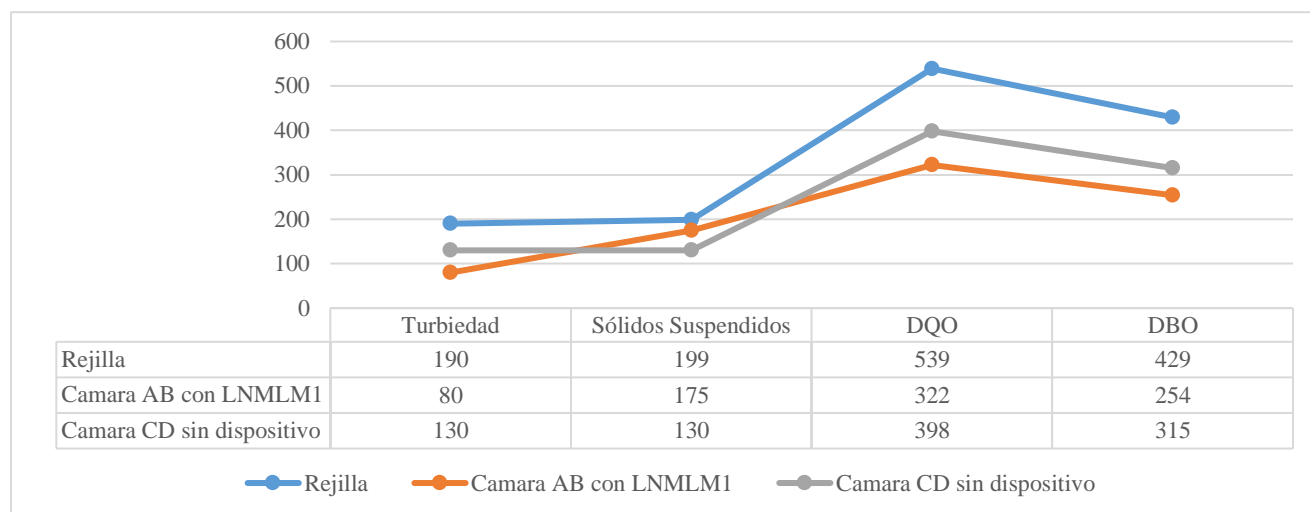
Tabla 2. Variación en las concentraciones de los parámetros estudiados con el dispositivo LNMLM1 y sin el dispositivo.

Parámetro	Unidad	Con dispositivo LNMLM1	Sin dispositivo	% de variación
Turbiedad	UTN	80	130	-38
Sólidos suspendidos	mg/l	175	130	1.35
Demanda Química de Oxígeno	mg/l	322	398	-19
Demanda Bioquímica de Oxígeno	mg/l	254	315	-24

En la figura 5 se muestra el comportamiento de la turbiedad, sólidos suspendidos, DQO y DBO en el sistema de tratamiento estudiado, con y sin dispositivo.

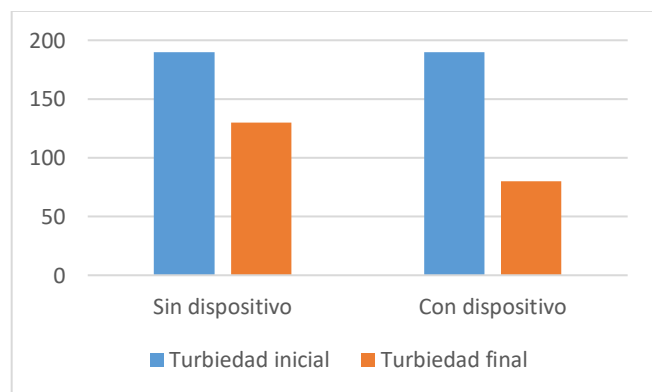
Es interesante observar reducciones importantes en estos parámetros lo cual se debe al retiro del sobrenadante con el dispositivo LNMLM1.

Figura 5. Comportamiento de la turbiedad, sólidos suspendidos, DQO y DBO en el sistema de tratamiento de agua residual estudiado.



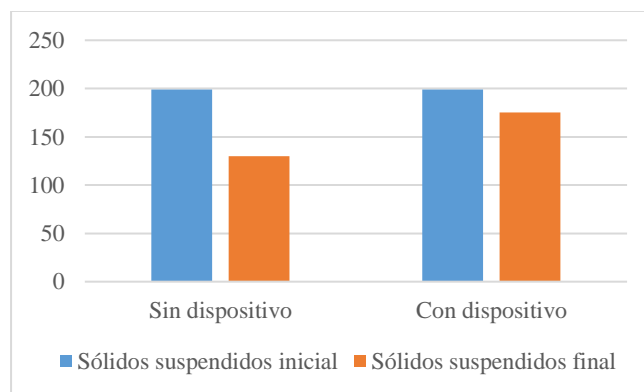
En la figura 6 se aprecia el comportamiento de la turbiedad en la unidad de sedimentación cuando se utiliza el dispositivo LNMLM1 para retirar el sobrenadante del espejo de agua y cuando este no se utiliza. Se puede apreciar que el utilizar el dispositivo permite una mejor calidad del agua residual que sale del sedimentador alcanzando un valor mínimo de 80 UTN mientras que la unidad que no tiene extracción de sobrenadante alcanza un valor de 130 UTN.

Figura 6. Comportamiento del parámetro de turbiedad con y sin el uso del dispositivo de extracción de sobrenadante.



En la figura 7 se puede observar que los sólidos suspendidos no muestran un comportamiento favorable con el uso del dispositivo, dado que esta aumenta en 1.35 veces su valor, sin embargo, este comportamiento se debe a que las muestras fueron tomadas de forma inmediata posterior al uso del dispositivo, sin permitir un período para que se establezca el espejo del agua del compartimiento del sedimentador que tenía el dispositivo.

Figura 7. Comportamiento del parámetro sólidos suspendidos con y sin el uso del dispositivo de extracción de sobrenadante.



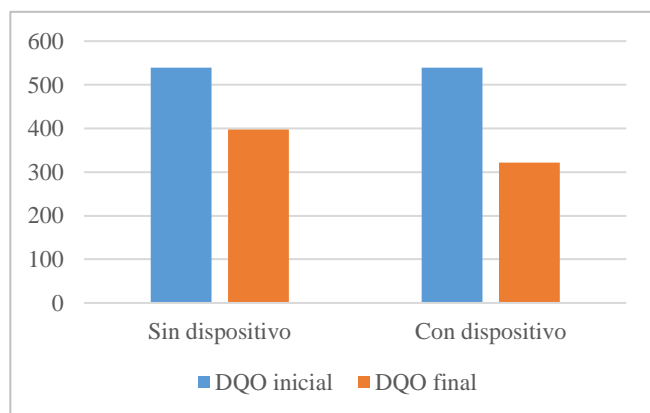
Posterior al muestreo se pudo constatar de forma visual que al dejar estabilizar el espejo de agua, el agua presenta una mejor claridad, lo cual podría no solo impactar en el parámetro de sólidos suspendidos sino también en el de la turbiedad, por lo que es importante considerar que la salida de agua del sedimentador tenga un deflector para que el agua de la parte más superficial del espejo de agua no sea arrastrada hacia la salida con lo cual se considera se tendrá una mejora en la calidad de agua de la unidad que se ubica a continuación del sedimentador.

Esta recomendación se realiza dado que al comparar el comportamiento del sedimentador que no tiene dispositivo para retirar el sobrenadante, se pudo apreciar que debajo del sobrenadante existe una zona que tiene un proceso de sedimentación que no se ve afectado como cuando se utiliza el dispositivo de extracción de sobrenadantes.

En la figura 8 se observa el comportamiento de la demanda química de oxígeno comparando los compartimientos del sedimentador que tiene el dispositivo de extracción de sobrenadante y el compartimiento que no lo tiene.

Cuando se realiza el retiro del sobrenadante se obtiene un valor mínimo de DQO de 322 miligramos por litro, mientras que en el compartimiento que no tiene extracción de sobrenadante el valor mínimo obtenido es de 398 miligramos por litro.

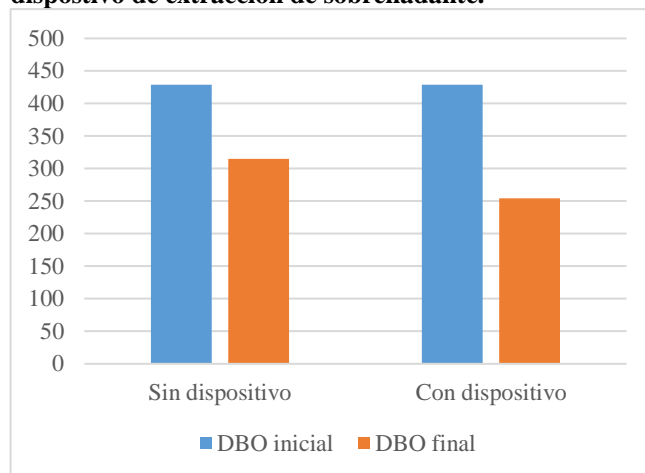
Figura 8. Comportamiento del parámetro DQO con y sin el uso del dispositivo de extracción de sobrenadante.



Finalmente, en la figura 9 se muestra el comportamiento de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) comparando el compartimiento que tiene el

dispositivo de extracción de sobrenadante con el que no lo tiene.

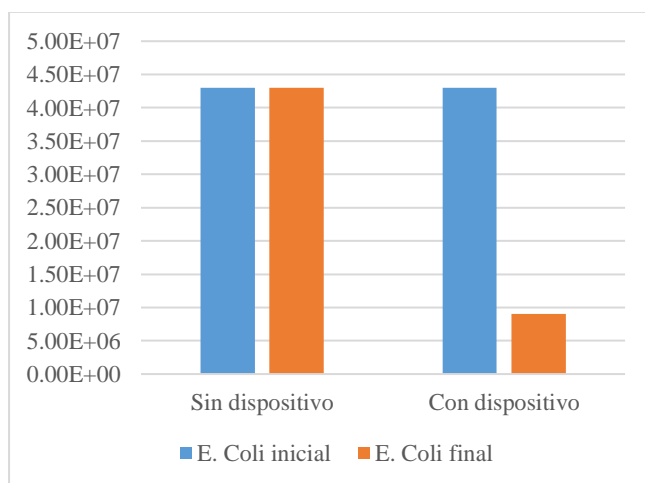
Figura 9. Comportamiento del DBO con y sin el uso del dispositivo de extracción de sobrenadante.



El compartimiento del sedimentador con el dispositivo de extracción de sobrenadante alcanza un valor de DBO mínimo en la salida del sedimentador de 254 miligramos por litro, mientras que en el compartimiento del sedimentador sin dispositivo alcanza un valor de 315 miligramos por litro.

Otro análisis realizado fue la determinación de la concentración de E. Coli, cuyo comportamiento se puede observar en la figura 10.

Figura 10. Comportamiento de la concentración de E. Coli con y sin el uso del dispositivo de extracción de sobrenadante.



En la figura 10 se aprecia que con el uso del dispositivo para retirar las natas se alcanza la reducción de un ciclo el valor de la concentración de E.Coli, no lográndose ninguna reducción cuando este no se utiliza.

Discusión de resultados

Durante el estudio realizado se pudo observar que la utilización del dispositivo LNMLM1 logró reducir la concentración de turbiedad respecto al valor inicial en un 58%, la concentración de DQO se redujo un 40%, la DBO en un 41% y E.Coli en un 79%.

Al no realizar el retiro del sobrenadante, la reducción de turbiedad obtenida fue de 32%, la concentración de DQO se redujo en 26%, la DBO en 27% y E.Coli no reportó reducción. Es interesante observar que el 27% de reducción de DBO es muy cerca a la reducción del 31% que reporta Sundara et al. (2010) entre la entrada y salida de un sedimentador primario de agua residual.

En este estudio se demuestra que el retiro del sobrenadante no debe ser considerado únicamente un proceso operativo para evitar olores en esta unidad, sino que también este proceso puede mejorar la eficiencia de la unidad tal y como lo indica Tillman (1992), Gowthaman et al. (2017) y Sello (2021).

De lo anterior se puede concluir que retirar el sobrenadante de los sedimentadores primarios con el dispositivo LNMLM1 podría reducir la carga orgánica que ingresa al tratamiento secundario de agua residual. Este hallazgo es interesante dado que este material flotante en la unidad de sedimentación se encuentra integrado por grasas y aceites que incluso podrían contener microplásticos (Lofty et al., 2022) los cuales deben retirarse para evitar que estos interfieran en los procesos biológicos subsiguientes (El-Sheikh, 2011), pero a la vez demuestra que retirar este sobrenadante puede tener una mejora en la calidad de agua que ingrese al siguiente proceso de tratamiento del agua residual.

Otro hallazgo interesante de este estudio es el comportamiento de los sólidos suspendidos, los cuales se incrementaron con el uso del dispositivo LNMLM1, ello puede atribuirse al hecho de haber tomado la muestra inmediatamente después de haber utilizado el dispositivo, lo que confirma la necesidad que las unidades de sedimentación cuenten con una pantalla

deflectora para evitar el traslado del sobrenadante a la unidad siguiente, y en caso se tenga un dispositivo de retiro de sobrenadante como el LNMLM1, se retire el agua clarificada que se encuentra por debajo del sobrenadante, debiendo tomarse en consideración que la velocidad que se le dé al dispositivo LNMLM1 debe ser tal que no altere de forma significativa la estabilidad de las condiciones laminares del sedimentador.

Conclusión

La razón para el uso del LNMLM1, es mejorar las características del efluente para los procesos que siguen, razón suficiente para investigar los factores que contribuyen a que este sobrenadante se forme, lo cual puede deberse a un proceso deficiente de retiro de grasas y aceites desde la fuente de origen (trampas de grasa en las viviendas) o la inexistencia de este tipo de unidades en las plantas de tratamiento de agua residual, dado que este sobrenadante puede tener un 62% de aceites y un 14% de biosólidos orgánicos como lo indica Anderson et al. (2016)

Es importante implementar mecanismos de operación en los sedimentadores de los sistemas de tratamiento de agua residual que incluya el retiro del sobrenadante, dado que este genera un aporte de carga orgánica a la unidad que se ubique posterior al sedimentador primario, y evitar con ello también que material flotante interfiera principalmente en procesos de tipo biológico posteriores (Denis et al., 2020)

El dispositivo LNMLM1 evidencia ser una solución para el retiro del sobrenadante de los sedimentadores de los sistemas de tratamiento de agua residual, principalmente porque este dispositivo es de fácil operación y no requiere equipos electromecánicos que compliquen su sostenibilidad. Con aproximadamente 405 plantas de tratamiento de agua residuales operando en Guatemala, seguramente más de alguna puede beneficiarse con la implementación de un mecanismo igual o parecido. Conviene, por lo tanto, utilizar los mecanismos de difusión disponibles en el ámbito de educación ambiental para que se aplique en condiciones de tratamientos similares.

Agradecimientos

En este documento, se reconoce el esfuerzo y dedicación a su trabajo, a todo los involucrados en el saneamiento de las aguas residuales en Guatemala y

todo el mundo, quienes aún a expensas de la salud, continúan el esfuerzo por mejorar el medio ambiente. Un agradecimiento especial a los señores Agustín Coyote Monroy, Juan Luis Sánchez y Walter Tun, y a quienes les han antecedido como operadores de la planta de tratamiento de aguas residuales de Servicios Complementarios S.A., Servicsa.

El autor desea patentizar su agradecimiento al administrador de la finca Chacra de Antigua Guatemala por permitir el acceso a las áreas de muestreo.

Financiamiento

Este trabajo fue financiado con recursos propios del autor.

Conflicto de interés

El autor declara no tener ningún tipo de conflicto de interés que pudiera haber influido en esta investigación.

Como citar este documento

Milian Dardón, A. (2024). Remoción de materia flotante en un sedimentador primario con un dispositivo operado manualmente. *Agua, Saneamiento & Ambiente*, 19(1), 1-8.
<https://doi.org/10.36829/08ASA.v19i1.1584>

Consentimiento informado

No aplica.

Contribuciones de autor

Conceptualización, trabajo de campo, tabulación, análisis y escritura: AMD.

Referencias

- Anderson, E., Addy, M., Ma, H., Chen, P., Ruan, R. (2016). Economic screening of renewable energy technologies: Incineration, anaerobic digestion, and biodiesel as applied to waste water scum. *Bioresource Technology*, 222, 202-209.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.09.076>
- Denis Collin, T., Cunningham, R., Qasim Asghar, M. Villa, R., MacAdam, J., & Jefferson, B. (2020). *Science of the Total Environment*, 728(1), Article 138415.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138415>
- El-Sheikh, M.A. (2011). Optimization and upgrading wastewater treatment plants. *Journal of*

Engineering Sciences, 39(4), 697-713.

https://jesaun.journals.ekb.eg/article_127692.html

- Gowthaman, S., Mafizur, R., and Sivakumar, S.S. (2017). Performance evaluation of waste water treatment plant: an analysis of FOG removal efficiency. *Internacional Journal of Scientific & Engineering Research*, 8(1), 2084-2089.
<https://www.ijser.org/researchpaper/Performance-Evaluation-of-Waste-Water-Treatment-Plant-an-analysis-of-FOG-removal-efficiency.pdf>
- Lofty, J., Muhawenimana, V., Wilson, C.A.M.E, Ouro P. (2022). Microplastics removal from a primary settler tank in a wastewater treatment plant and estimations of contamination onto European agricultural land via sewage sludge recycling. *Environmental Pollution*, 304. Article e119198.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119198>
- Sello, M. (2021). Wastewater fats oils and grease characterisation, removal and uses. A Review. *Environmental Science: An Indian Journal*, 17(10), Article 200.
<https://www.tsijournals.com/articles/wastewater-fats-oils-and-grease-characterisation-removal-and-uses-a-review.pdf>
- Sundara, K., Sundara, P., Ratnakanth, M.J. (2010). Performance evaluation of waste water treatment plant. *Internatinal Journal of Engineering Science and Technology*, 2(12), 7785-7796.
<https://www.oalib.com/research/2111492>
- Tillman, Glenn M., (1992). *Primary Treatment at Wastewater Treatment Plants (Operator's guide series)*. Lewis Publishers, Inc.



USAC
TRICENTENARIA
Universidad de San Carlos de Guatemala

1ª PROMOCIÓN 1966



Congreso 60 años de ERIS:

Foro: Importancia de la investigación en la gestión del recurso hídrico e ingeniería sanitaria en la región centroamericana



Viernes 8 de noviembre, 2024
8:00 a 16:00 horas



Salón Julio César Méndez Montenegro,
9º nivel del Colegio de Profesionales de Guatemala. 0 calle 15-46 zona 15, Ciudad de Guatemala



Preinscripción:

<https://forms.gle/CZJEKPhKNDJWpVnt7>

Actividades:

1. Foro con la participación de investigadores de la Universidad Estatal de California de Estados Unidos, Universidad Autónoma de México, Universidad de Georgia Estados Unidos y Universidad Autónoma de Querétaro-México.
2. Presentación de investigaciones realizadas por la Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos.
3. Conclusiones y recomendaciones del Congreso.



Programa de Maestría en Recursos Hidráulicos
Facultad de Ingeniería
Universidad de San Carlos de Guatemala

Este evento es apoyado por:

DG Dirección General de Investigación
Universidad de San Carlos de Guatemala

ACTO DE GRADUACION 1ª PROMOCIÓN



AGUA, SANEAMIENTO & AMBIENTE



USAC
TRICENTENARIA
Universidad de San Carlos de Guatemala

FACULTAD DE INGENIERÍA



ERIS

Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hidráulicos