

ÍNDICE

Editorial	6
Artículos Científicos	
NÚMERO ESPECIAL: VALORIZACIÓN Y MITIGACIÓN DEL CO_2	
Comparación de los efectos ejercidos por los biofertilizantes, los fertilizantes NPK y los métodos de cultivo sobre la respiración del suelo en el suelo de Chernozem	8
Bence Mátyás, Daniel A. Lowy, Ankit Singla, Jesús R. Melendez y Zsolt Sándor	
Rendimiento del motor y análisis de emisiones utilizando biodiésel de Neem y Jatropha ..	19
Mehmood Ali y Saqib Jamshed Rind	
Estrategias de mitigación de CO_2 a partir de la respiración del suelo	30
Leticia Citlaly López-Teloxa y Alejandro Ismael Monterroso-Rivas	
Potencial de los residuos forestales para la contribución a la matriz energética urbana	42
Lucía Yáñez-Iñiguez, Enma Urgilés-Urgilés, Esteban Zalamea-León y Antonio Barragán-Escandón	
Almacenamiento de agua de lluvia en medios urbanos utilizando techos verdes	54
Nelson López, Christian Domínguez, Wilmer Barreto, Néstor Méndez, Leonardo López, María Gabriela Soria, Ronnie Lizano y Vanessa Montesinos	
MANEJO DE DESECHOS	
Sustentabilidad y evaluación del impacto del relleno sanitario del Municipio de Carmen en Campeche, México	72
Areli Machorro Román, Genoveva Rosano-Ortega, María Elena Tavera-Cortés, Juan Gabriel Flores-Trujillo, María Rosa Maimone Celorio, Sonia Martínez-Gallegos, Pedro Francisco Rodríguez Espinosa y Estefanía Martínez Tavera	
PATOLOGÍA VEGETAL	
Trips (Thysanoptera) asociados con la pitahaya <i>Selenicereus undatus</i> (Haw.) D.R. Hunt. Especies, niveles poblacionales, daños y algunos enemigos naturales.....	93
Ketty Meza, María Cusme, José Velasquez y Doris Chirinos	
CIENCIAS VETERINARIAS	
Concordancia entre la técnica de cultivo micológico frente a la técnica citopatológica en el diagnóstico de dermatofitosis en cuyes de crianza intensiva	106
Renzo Ventura B. y Siever Morales-Cauti	
CIENCIA DE SUELOS	
Evaluación del contenido de metales en suelos y tejidos comestibles de <i>Allium fistulosum</i> L. cultivado en zonas cercanas al volcán Tungurahua.	114
Jorge Briceño, Evelyn Tonato, Mónica Silva, Mayra Paredes y Arnaldo Armado	
Punto de vista	
EPIDEMIOLOGÍA	
Coronavirus y Ecuador: una opinión desde la academia	127
Santiago Guerrero	
Normas para autores	134

Estimado lector:

“El cambio es lo único constante”, y el Volumen 32 de La Granja, Revista de Ciencias de la Vida, es testigo de eso. En este número se estrena nuestro primer número especial, en donde se aborda la problemática del CO₂. Al mismo tiempo, la Universidad Politécnica Salesiana atraviesa cambio de dignidades. Luego de 11 años bajo la acertada dirección del Ph.D. Javier Herrán sdb., asume la rectoría el Ph.D. Juan Cárdenas Tapia sdb. Con este cambio, no sólo se asegura la continuidad en la calidad científica de las publicaciones de la Universidad, sino que también se mantendrá la visión solidaria propia del carisma salesiano.

Por otro lado, en este momento de la crisis mundial de la pandemia se anuncia que muchas cosas van a ser distintas. Ante la incertidumbre actual surgen espacios para la reflexión y la creatividad que pueden dar lugar nuevos estilos de vida y nuevas oportunidades. También hemos podido descubrir limitaciones y la necesidad de reafirmar la importancia de la investigación desde las universidades como entidad transformadora de la sociedad.

Esta edición especial de La Granja, titulada “Carbon Frontiers: Valorisation and Strategies for CO₂ Mitigation”, pretende mostrar el esfuerzo que actualmente realizan diversos científicos pertenecientes a diferentes organismos y centros de investigación de todo el mundo en la lucha por disminuir las emisiones de CO₂, el cual es el más importante gas de efecto invernadero de origen antropogénico producido principalmente por el uso directo e indirecto de combustibles fósiles. En este sentido, este volumen pretende resaltar las diferentes contribuciones científicas enfocadas a reducir y mitigar las consecuencias de la emisión de gases de efecto invernadero desde diversas aristas. Desde una perspectiva amplia, se contemplan puntos de vistas interdisciplinarios y complementarios a la hora de abordar este problema, con múltiples y diversos enfoques cuyo fin ulterior es contribuir a alcanzar los objetivos de desarrollo sostenible (ODS) de la Organización de las Naciones Unidas, ONU.

Esta edición especial es la primera en su tipo en la revista y ha supuesto un reto interesante para visualizar a los diversos autores en otras latitudes, así como a la propia revista, cuyo objetivo es presentar trabajos de investigación novedosos en campos multidisciplinarios asociados a las ciencias de la vida, en esta ocasión prestando atención a los esfuerzos relacionados con la mitigación del cambio climático. Desde Pakistán, los Dres. Mehmood Ali y Saqib Jamshed Rind, ambos pertenecientes a la University of Engineering and Technology (Karachi-Pakistan), muestran como el uso de mezcla de bio-diésel derivado de *Jatropha curcas* y de *Neem* (*Azadirachta indica*), puede contribuir en un aumento de la eficiencia en la combustión, disminuyendo las emisiones de CO en comparación con diésel de origen mineral a pesar de tener resultados relacionados a potencia ligeramente menores.

Por otra parte, la Dra. Leticia Citlaly López-Teloxa junto con el Dr. Alejandro Monterroso, ambos de la Universidad Autónoma de Chapingo, México, muestran el impacto de la respiración del suelo y su contribución en las emisiones de CO₂ a la atmósfera, así como la evolución de éste con respecto al cambio del uso del suelo. Dichos investigadores ponen de manifiesto la necesidad de contabilizar y mostrar el impacto negativo sobre el delicado equilibrio de la respiración del suelo y su efecto en la emisión de grandes cantidades de CO₂ a la atmósfera.

En esta misma línea, el Dr. Bence Mátyás del Dama Research Center de Hong Kong, junto colegas de Hungría, India y Ecuador analizan el efecto del uso de bio-fertilizantes en el proceso de respiración del suelo y su impacto en las emisiones de CO₂. Los resultados encontrados por el equipo muestran que el uso de bio-fertilizantes es capaz de reducir las emisiones de dióxido de carbono en comparación a las producidas en suelos fertilizados por fertilizantes comerciales.

La Dra. Lucía Yáñez-Iñiguez de la Universidad de Cuenca (Ecuador) junto con el Dr. Esteban Zalamea-León y el Dr. Antonio Barragán-Escandón de la misma universidad, analizan el potencial energético de los residuos forestales urbanos como una potencial vía para la generación de electricidad. Los datos estimados por el grupo apuntan a que estos residuos tienen el potencial de generar unos 476 MWh/año de electricidad aproximadamente. Dicho análisis es una pequeña muestra del potencial que tiene el Ecuador en aprovechar desechos de una actividad para ser empleados como combustible para la generación de electricidad, teniendo un efecto en la reducción de gases de efecto invernadero producto del uso de combustibles fósiles.

Para finalizar número especial, se presenta un análisis del potencial de los techos verdes dirigido por Nelson López Machado y su equipo, en una investigación internacional entre la Universidad Católica de Chile, la Universidad Católica de Temuco, la Universidad Central Lisandro Alvarado de Venezuela y la Universidad Politécnica Salesiana de Ecuador.

En nuestros misceláneos, desde México, Areli Machorro-Román y su equipo de investigación de la Universidad Popular Autónoma del Estado de Puebla, la Universidad Autónoma del Carmen y

el Instituto Politécnico Nacional nos muestran un estudio del impacto de los rellenos sanitarios. Asimismo, Ketty Meza y su equipo de la Universidad Técnica de Manabí, Ecuador, nos presentan un estudio de patologías vegetales sobre la pitahaya.

Abordando técnicas novedosas para el análisis de dermatofitosis en cuyes, Renzo Venturo y Siever Morales-Cautí, nos presentan su estudio desde la Universidad Científica del Sur, Perú. Finalmente, Santiago Guerrero desde la Universidad Tecnológica Equinoccial del Ecuador, nos muestra una visión desde la academia de la pandemia que atraviesa el mundo el COVID-19.

Desde el cuerpo editorial de la revista, así como desde la propia Universidad Politécnica Salesiana queremos agradecer a todos los autores que han participado en hacer posible esta edición especial y por contribuir en el desarrollo de conocimiento que permita el avance y evolución hacia sociedades cada vez más sostenibles en un futuro cercano. Durante este tiempo de la pandemia del Coronavirus, reafirmamos la necesidad de reflexionar sobre lo acaecido y aprovechar esta oportunidad, para seguir investigando en ámbitos todavía poco explorados, para mejorar las condiciones de vida de las personas en las tendencias globales como las incluidas en el presente número.

Cordialmente,

Dr. Sabino Armenise
Universidad Rey Juan Carlos
Editor Invitado

Dr. Fernando Bimbela
Universidad Pública de Navarra
Editor Invitado


Dr. Ignacio de los Ríos Carmedano
Universidad Politécnica de Madrid
Editor en jefe

MsC. Sheila Serrano Vincenti
Universidad Politécnica Salesiana
Editora en jefe



COMPARACIÓN DE LOS EFECTOS EJERCIDOS POR LOS BIOFERTILIZANTES, LOS FERTILIZANTES NPK Y LOS MÉTODOS DE CULTIVO SOBRE LA RESPIRACIÓN DEL SUELO EN EL SUELO DE CHERNOZEM

COMPARISON OF EFFECTS EXERTED BY BIO-FERTILIZERS, NPK FERTILIZERS,
AND CULTIVATION METHODS ON SOIL RESPIRATION IN CHERNOZEM SOIL

Bence Mátyás¹ , Daniel A. Lowy^{1,2} , Ankit Singla³ , Jesus R. Melendez⁴  y
Zsolt Sándor⁵ 

¹ Dama Research Center limited, 87-105 Chatham road South, Tsim Sha Tsui Kowloon, Hong Kong.

² VALOR HUNGARIAE, Ltd., 4 Nagysándor József Street, H-1054, Budapest, Hungary.

³ Regional Centre of Organic Farming Department of Agriculture, Cooperation and Farmers Welfare, Ministry of Agriculture & Farmers Welfare, Government of India. Bhubaneswar, Odisha, India.

⁴ Facultad Educación Técnica para el Desarrollo, Universidad Católica de Santiago de Guayaquil, Ecuador.

⁵ Institute of Agrochemistry and Soil Science, University of Debrecen, Egyetem tér 1, 4032 Hungría, Debrecen, Hungary.

*Corresponding author: bmatyas@edu.damaresearch.com

Manuscrito recibido el 15 de febrero de 2020. Aceptado, tras revisión, el 5 de abril de 2020. Publicado el 1 de septiembre de 2020.

Resumen

La respiración del suelo es un indicador importante de la actividad microbiana; los procesos de respiración y descomposición del suelo a nivel mundial liberan anualmente a la atmósfera un total de 220 mil millones de toneladas de dióxido de carbono. Por lo tanto, los estudios sobre los aspectos del ciclo del carbono del suelo para optimizar las emisiones de dióxido de carbono agrícola o mejorar el secuestro de carbono contribuyen una práctica agrícola sostenible. En este artículo se presentan los efectos de la aplicación de biofertilizantes (*Bacillus megaterium*, *Bacillus circulans*, y *Pseudomonas putida*) en la respiración del suelo, en el suelo chernozem. Los experimentos se realizaron en la Estación Experimental de Látókép, perteneciente a la Universidad de Debrecen, Hungría. Además, estos resultados se compararon con los hallazgos de estudios anteriores relacionados con aplicaciones comerciales de fertilizantes NPK (en cuatro dosis: $N_{60}P_{45}K_{45}$; $N_{120}P_{90}K_{90}$; $N_{180}P_{135}K_{135}$; y $N_{240}P_{180}K_{180}$), y dos métodos de cultivo (arado, aflojado, RTK en filas y RTK entre filas); estas investigaciones se llevaron a cabo en la misma estación experimental. Los resultados indican una menor tendencia a la respiración del suelo cuando se aplican biofertilizantes en comparación con los fertilizantes NPK comerciales, lo que permite disminuir la emisión de CO₂ en el medio ambiente. También se discutió un cambio unitario en los diferentes métodos basados en la absorción de álcalis (Oxitop y Witkamp) para facilitar la comparación de los datos adquiridos recientemente con los resultados anteriores de experimentos de fertilización a largo plazo.

Palabras clave: Respiración del suelo, CO_2 , biofertilizantes, fertilizantes, suelo chernozem, respiración del suelo, Hungría, Ecuador

Abstract

Soil respiration is a significant indicator of soil microbial activity; global soil respiration and decomposition processes release yearly to the atmosphere a total of 220 billion tons of carbon dioxide. Therefore, studies on the whole- or one particular aspect of soil carbon cycle aiming at optimizing agricultural carbon dioxide emissions or improving carbon sequestration contribute to a sustainable agriculture practice. In this paper we present the effects of biofertilizer application (*Bacillus megaterium*, *Bacillus circulans*, and *Pseudomonas putida*) on soil respiration in chernozem soil. Experiments were performed at Látókép Experimental Station, belonging to the University of Debrecen, Hungary. Additionally, we compare our results with findings of prior studies related to commercial NPK fertilizer applications (in four doses: $N_{60}P_{45}K_{45}$; $N_{120}P_{90}K_{90}$; $N_{180}P_{135}K_{135}$; and $N_{240}P_{180}K_{180}$), and two different cultivation methods (ploughed, loosened, RTK in rows, and RTK between rows); these investigations were conducted at the same experimental station. Our results indicate lower tendency for soil respiration, when biofertilizers are applied as compared to commercial NPK fertilizers, which enables to decrease CO_2 emission in the environment. We also discuss a unit change in different alkali absorption-based methods (Oxitop and Witkamp) to facilitate comparability of recently acquired data with results of previous long-term fertilization experiments.

Keywords: Soil respiration, CO_2 , biofertilizer, fertilizer, chernozem soil, soil respiration, Hungary, Ecuador.

Forma sugerida de citar: Mátyás, B., Lowy, D., Singla, A., Melendez, J.R., y Sándor, Z. (2020). Comparación de los efectos ejercidos por los biofertilizantes, los fertilizantes NPK y los métodos de cultivo sobre la respiración del suelo en el suelo de Chernozem. La Granja: Revista de Ciencias de la Vida. Vol. 32(2):8-18. <http://doi.org/10.17163/lgr.n32.2020.01>.

IDs Orcid:

Bence Mátyás: <http://orcid.org/0000-0003-2694-1848>

Daniel A. Lowy: <http://orcid.org/0000-0003-2210-6757>

Ankit Singla: <http://orcid.org/0000-0002-0400-2885>

Jesus R. Melendez: <http://orcid.org/0000-0001-8936-5513>

Zsolt Sándor: <http://orcid.org/0000-0002-6969-5192>

1 Introducción

El aumento de las emisiones de CO_2 contribuye al cambio climático mundial (Gratani y col., 2016; Ashok y col., 2019). Desafortunadamente, los niveles de dióxido de carbono exceden la tasa de respuesta de la Tierra para asimilar y procesar la emisión dentro del ciclo del carbono (Lajtha y col., 2017). Por lo tanto, se deben abordar un conjunto de desafíos de sostenibilidad tanto en las zonas urbanas (Elmqvist, Andersson y Frantzeskaki, 2019) como en las rurales (Lowy y Mátyás, 2020). Si se considera que más del 50 % de la población mundial se concentra en las zonas urbanas, y se espera que para el año 2050 más de dos tercios vivan en ciudades, entonces es necesario reducir la concentración de CO_2 en la atmósfera (Gratani y col., 2016). Además, la agricultura debe ser cada vez más productiva para satisfacer las crecientes necesidades alimentarias de las personas que viven en las zonas urbanas. Vermeulen, Campbell e Ingram (2012) evaluaron las emisiones de carbono en todas las etapas del sistema alimentario global e informaron que el sistema alimentario (desde la aplicación y el cultivo de fertilizantes hasta el almacenamiento y envasado de alimentos) y es responsable de hasta un tercio de la emisión de gases antropogénicos de efecto invernadero (Thornton, 2012). Por lo tanto, se propusieron alternativas y estrategias viables basadas en materiales absorbentes de la biomasa (Moral y col., 2018) y soluciones agrícolas sostenibles.

La concentración atmosférica global de dióxido de carbono (CO_2), que oscila entre 278 y 391 ppm, el óxido nitroso (N_2O), de 2,5 a 1803 ppb, metano (CH_4), de 270 a 342 ppb (Team, Pachauri y Meyer, 2014) y los gases fluorados han mostrado un aumento continuo desde los tiempos preindustriales y contribuyen significativamente al calentamiento global, como lo menciona el Grupo Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC). Desafortunadamente, las concentraciones atmosféricas de gas de efecto invernadero (GEI) siguen aumentando, y de estos GEI la concentración de CO_2 está aumentando significativamente. Para mantener el calentamiento global por debajo de los $2^\circ C$ en relación con los niveles preindustriales, para 2050 se deberían reducir las emisiones mundiales antropogénicas de GEI en un 40%, en relación con 2010. Además, se prevé el aumento de las reservas de carbono biológicos existentes para el secuestro de carbono (Team,

Pachauri y Meyer, 2014).

Las tendencias globales permiten la implementación de alternativas para mitigar la producción de CO_2 y ayudar a convertir la biomasa de las algas en biocombustibles para la sustitución de los combustibles fósiles (Eloka-Eboka e Inambao, 2017). Se analizó el secuestro de CO_2 en el contexto de los fertilizantes presentes, la carga de $NaCl$ y $NaOH$, la intensidad de la luz y sus efectos sobre el crecimiento de la biomasa de las algas, la productividad lipídica y el secuestro de CO_2 . La agricultura contribuye a tres emisiones primarias de GEI: CO_2 , CH_4 y N_2O . Es importante mencionar que el suelo puede ser considerado como un sumidero para el CO_2 a través del secuestro de carbono y su conversión en productos de biomasa y materia orgánica del suelo (Johnson y col., 2007; Fekete y col., 2014). Por ejemplo, se ha propuesto un cambio del uso de prácticas de labranza convencionales a prácticas menos intensivas (por ejemplo, sin labranza) para reducir la emisión de CO_2 de los suelos. En las zonas mediterráneas, se observó un aumento de la reserva de carbono en el suelo al reducir o eliminar la labranza (Álvaro Fuentes y Cantero Martínez, 2010). Xiao y col. (2020) reportaron los resultados sobre la adición de N en la respiración del suelo (RS) en un 7,1 % ($P < 0.05$) en todos los biomas. La respuesta positiva de SR en las tierras de cultivo (27,0 %, $P < 0,05$) fue significativamente mayor que en los biomas de pastizales y bosques, lo que indica que el SR en los ecosistemas antropogénicos podría ser más sensible al enriquecimiento de nitrógeno. Sin embargo, todavía no queda claro si existe un patrón similar en la respuesta de SR y de sus componentes a la deposición de N en los pastizales con un estado de degradación variable (Zeng y col., 2018).

Los experimentos recientes realizados con compostos de carbonato en suelos calcáreos sintéticos tratados con cenizas de biomasa procedentes de una planta de energía de gasificación, mostraron que se fijaban 16,5 g de CO_2 por kg de ceniza de biomasa. Sin cultivo de plantas se fijaron 19,7 g de CO_2 por kg de biomasa (López, Díaz y González-Pérez, 2018). Esta fijación de carbono orgánico es positiva para el secuestro de carbono. Otro tema importante en el ciclo del carbono del suelo es el grado de respiración del suelo (Kotroczo y col., 2018; Fekete y col., 2011), que es un indicador fiable de la actividad microbiana en el suelo. El suelo, la respiración

y la descomposición del suelo, las plantas y los animales con el 28,56 % de las emisiones naturales de CO_2 son la segunda fuente de CO_2 después del intercambio atmosférico oceánico. Ambos procesos (respiración y descomposición) liberan dióxido de carbono como subproducto, equivalente a 220 mil millones de toneladas de CO_2 liberados por los organismos del suelo durante un año. Los procesos de respiración del suelo suelen ocurrir en las raíces de los vegetales, en las bacterias, los hongos y los animales terrestres para producir la energía necesaria para su supervivencia. También se considera como respiración del suelo la que va debajo del suelo, es decir, la descomposición de la materia orgánica enterrada (como raíces, hojas y animales). El dióxido de carbono se libera en ambos procesos (Denman y col., 2007).

También se debe tomar en cuenta el aumento de la deposición atmosférica del nitrógeno (N), que afecta al carbono (C) y al ciclo de nutrientes en los ecosistemas forestales. Peng y col. (2020) indican que la alta tasa de N aumentó el contenido de C en la superficie del suelo al reducir la respiración del suelo. Esto ocurrió principalmente por una mejor estabilización de la materia orgánica del suelo, en lugar de una reducción de la biomasa microbiana del suelo.

La investigación llevada a cabo por (Chen y col., 2020) estableció que las enzimas extracelulares implicadas en el ciclo C, N y P no respondieron a la adición de N. Las concentraciones de Ca^{2+} extraíble del suelo se redujeron al añadir N, mientras que los otros cationes extraíbles (Fe^{3+} , Al^{3+} , Mg^{2+} , K^+ , y Na^+) no se vieron afectados. El carbono conferido por la biomasa microbiana y la abundancia total de microbios, bacterias y hongos (ácido graso fosfolípido y PLFA) se redujo por la adición de nitrógeno, pero las enzimas extracelulares involucradas en el ciclo C, N y P no respondieron a la adición de nitrógeno. En los bosques, la acumulación de residuos microbianos y su relación con la acumulación de carbono orgánico en el suelo se ha visto afectada por la adición de N y P, a lo largo de un plazo de siete años, lo que produjo cambios tanto en la estructura de la comunidad microbiana como en la actividad enzimática inducida por la sedimentación de N y P. Todo esto puede alterar la acumulación y composición de residuos microbianos en los bosques tropicales ricos en nitrógeno. La

proporción de hongos también sufrió cambios: la población de bacterias aumentó por la adición de P, o N y P, mientras que la proporción de residuos de hongos, incluyendo los residuos bacterianos, disminuyó al agregar fósforo. Esto último puede estar relacionado con un desequilibrio en el proceso de descomposición de los residuos microbianos.

Li y col. (2020) encontraron que las poblaciones de C y N estaban relacionadas con la profundidad del suelo, la duración de la conversión y la precipitación, mientras que la respuesta de P fue insensible a estos factores. También observaron que las pérdidas de C, N y P estuvieron correlacionadas con las propiedades fisicoquímicas del suelo (pH, arena, limo y arcilla). Los cambios en las relaciones de respuesta de C/N, C/P y N/P indicaron que los suelos C y N eran más sensibles a la conversión de pastizales comparado con el fósforo.

Existen diferentes investigaciones científicas que se centran en las emisiones de GEI, basadas en la evaluación de diferentes factores, como los tipos de suelo, el cultivo, el riego y la gestión de fertilizantes (Glatzel, Basiliko y Moore, 2004; Kong y col., 2013; Singla y col., 2014; Singla e Inubushi, 2014). Los diferentes usos de la tierra afectan significativamente a la producción y el consumo de GEI (Baldock y col., 2012), incluyendo la temperatura del suelo (Rustad y col., 2001), la humedad del suelo (Inubushi, Sakamoto y Sawamoto, 2005), y la relación carbono/nitrógeno total del suelo (C/N). Los cambios de temperatura pueden aumentar la tasa de descomposición del carbono orgánico del suelo, COS (Powlson, 2005; Iqbal y col., 2010). El carbono orgánico del suelo regresa a la atmósfera como CO_2 a través de la respiración, mientras que los organismos del suelo utilizan los materiales orgánicos como fuente de energía y nutrientes (Baldock y col., 2012). La SMB que abarca el carbono de biomasa microbiana (CBM) y nitrógeno (NBM) puede servir como un indicador de los cambios en las propiedades del suelo (Glatzel, Basiliko y Moore, 2004). Debido a que la respiración del suelo es un parámetro importante de la actividad microbiana del suelo, este puede servir como un componente esencial de la agricultura sostenible.

Los objetivos de la agricultura sostenible son asegurar las necesidades alimentarias y textiles actuales de la humanidad, sin comprometer los re-

cursos de las generaciones futuras. Las personas que participan en la agricultura sostenible son los agricultores, los que procesan la comida, los distribuidores, los minoristas y consumidores, y los gestores de residuos. Adicionalmente, los investigadores que trabajan en la agricultura sostenible se guían por un enfoque interdisciplinario, combinando disciplinas que abarcan la biología, la química, la ingeniería, la economía y el desarrollo comunitario, y se basan en la gestión de proyectos y la responsabilidad social corporativa (Melendez y col., 2018b; Melendez y col., 2018a; Melendez y Gracia, 2019). Todos estos grupos buscan integrar tres objetivos principales en su trabajo: (i) un entorno saludable, (ii) rentabilidad económica, (iii) justicia social y un comercio justo (Francis y Porter, 2011).

Actualmente, existen muchos biofertilizantes microbianos disponibles con uso agrícola que mejoran el crecimiento y la productividad de las plantas; mejoran directamente la fertilidad del suelo al añadir al suelo inoculantes microbianos beneficiosos, e indirectamente, a través de microorganismos estimulantes del suelo (El-Yazeid y col., 2007). Phylazonit es una marca de biofertilizantes de Phylazonit Ltd., que contiene una relación óptima de cepas bacterianas para la inyección del suelo (*Bacillus megaterium*, *Bacillus circulans*, y *Pseudomonas putida*). *Bacillus megaterium* es una bacteria que vive en un hábitat prolongado, desde el suelo hasta el agua de mar, en sedimentos, arrozales, miel, peces y alimentos secos; puede crecer fácilmente en medios simples y complejos, siendo principalmente grama positivo, es decir, bacterias que forman esporas. *B. megaterium* se encuentra entre las bacterias de mayor tamaño, con una longitud celular de hasta 4 m y un diámetro de 1,5 m. *B. megaterium* tiene al menos 100 veces más volumen que *Escherichia coli* (De Vos y col., 2009; Vary y col., 2007; Bunk y col., 2010). Recientemente, se ha vuelto cada vez más popular en el campo de la biotecnología por su capacidad de producción de proteínas recombinantes. Estas se construyeron y comercializaron para la síntesis de proteínas intra y extracelulares (MoBiTec GmbH, Alemania). *B. megaterium* también se utiliza en la industria que produce sustancias biotecnológicas. Estas bacterias crecen en sustratos baratos, y no son patógenos (no producen endotoxinas asociadas con una membrana externa), a diferencia de *E. coli*. Por lo tanto, *B. megaterium* abre una vía hacia enfoques biotecnológicos desafiantes (Vary y col., 2007; Bunk

y col., 2010).

Bacillus circulans es gram positiva y se moviliza por los flagelos. El tamaño de la célula está en el rango de 2,0-4,2 μm x 0,5-0,8 μm . *B. circulans* es un organismo anaeróbico facultativo, por lo que puede lograr ATP (trifosfato de adenosina) por respiración aeróbica cuando el oxígeno está presente, pero también puede cambiar a la respiración anaeróbica cuando el oxígeno está ausente. Puede crecer en un pH de 6-9, pero el pH 7 es óptimo para su evolución en un rango de temperatura óptimo de 30 – 37°C. Esta bacteria produce endosporas, que permiten a las bacterias permanecer latentes durante largos períodos de tiempo en condiciones de vida adversas, pero en condiciones favorables pueden reactivarse en la etapa vegetativa. Se conoce que las bacterias *B. circulans* promueven las rizobacterias (Gordon, Haynes y Pang, 1973). *Pseudomonas putida* es una bacteria gram negativa en forma de varilla flagelada que se encuentra en la mayoría de los hábitats de suelo y agua donde el oxígeno está presente, y crece de forma óptima a 25 – 30°C. Debido a que la *Pseudomonas putida* promueve el desarrollo de plantas, ésta se utiliza en la investigación de bioingeniería para desarrollar biopesticidas y para mejorar la salud vegetal. La rizosfera permite que las bacterias prosperen gracias a los nutrientes de la raíz; *P. putida* induce el crecimiento de las plantas y protege a las plantas de los patógenos (Espinosa-Urgel, Salido y Ramos, 2000).

Recientemente se investigaron los cambios en varios productos físico-químicos (Bautista y col., 2017; Jakab, 2020) y las propiedades del suelo microbiano en la región (Mátyás y col., 2015; Sándor y col., 2020b). Mátyás y col. (2016) evaluaron el efecto de diferentes dosis de NPK en la actividad microbiana del suelo y la biomasa microbiana. Sándor y col. (2020b) exploraron cómo los diferentes métodos de cultivo afectaron la respiración del suelo y la actividad enzimática. El objetivo de esta investigación es observar los efectos del biofertilizante Phylazonit en la respiración del suelo y comparar el alcance de la emisión de CO₂ causada por los fertilizantes NPK químicos comerciales, biofertilizantes y los diferentes métodos de cultivo.

2 Materiales y Métodos

La presente investigación se llevó a cabo en un suelo calcáreo chernozem, en un experimento multifactorial en la Estación Experimental Látókép, Centro de Ciencias Agrícolas, Universidad de Debrecen. Esta estación se encuentra en el este de Hungría, a 15 km de la ciudad de Debrecen. La zona se conoce por los depósitos eólicos de Hajdúság, siendo sus coordenadas $47^{\circ}33'55,36''N$; $21^{\circ}28'12,27''E$. Las fluctuaciones anuales del rendimiento se determinan principalmente por el contenido de humedad del suelo en el mes de julio, y el suministro de agua en mayo (Brebba y Bjornlund, 2014). Los experimentos se realizaron de marzo a abril de 2016. El suelo de la zona puede clasificarse como franco y casi neutro. El suministro de fósforo del suelo es medio, mientras que su contenido de potasio es medio o bueno (Brebba y Bjornlund, 2014).

Las gráficas experimentales se configuraron aleatoriamente en 4 replicaciones por cada medición y en dos grupos. El primer grupo corresponde a las mediciones realizadas el 5 de abril de 2016, y el segundo el 19 de abril de 2016. Se inyectaron 15L/ha de Phylazonit, de acuerdo con las especificaciones del fabricante. La concentración de bacterias fue de $109/cm^3$. Phylazonit contiene una proporción optimizada de cepas bacterianas, *Bacillus megaterium*, *Bacillus circulans* y *Pseudomonas putida*. Se midió gravimétricamente el contenido de humedad del suelo, secando las muestras de suelo a $105^{\circ}C$ durante 24 h, según el protocolo descrito por Klimes Szmik (1970). El pH se determinó potenciométricamente en el agua destilada, con una relación suelo/agua de 1:2.5 (p/p), según Buzás (1988), mediante el uso de un electrodo de vidrio unido a un medidor de pH portátil de un solo canal avanzado Modelo Seven2Go (Mettler, Toledo), adecuado para mediciones de pH y conductividad. La fracción de limo y arcilla se determinó según Buzás (1988).

El diseño experimental para la respiración del suelo fue completamente aleatorio, y los tratamientos se establecieron en incubadoras a $25^{\circ}C$ durante 180 h, en la oscuridad. Se colocaron botellas de laboratorio (250 mL) equipadas con una tapa de tornillo apretada, 0,1 M NaOH (10 ml), luego se llenó una gasa estéril con la muestra de suelo (10 g), y se colocó dentro de la botella. Una vez transcurridos 2, 3 y 10 días, respectivamente, se determinó la can-

tidad de CO_2 absorbida por la solución alcalina residual mediante la valoración potenciométrica con solución acuosa de 0,1 M HCl, utilizando fenolftaleína como indicador. Se calcularon las salidas de CO_2 por medio de la Ecuación 1, como se describe en Witkamp (1966).

$$mg(CO_2) = V * M * 22 \quad (1)$$

Donde $mg(CO_2)$ es la masa capturada de CO_2 capturado (mg), V es el volumen de HCl utilizado en la valoración para la solución KOH saturada (mL), M es la molaridad de HCl ($mol L^{-1}$). Los resultados se interpretan para la respiración de 100 g de muestras de suelo durante un período de 10 días, por lo que la unidad en el método Witkamp es: $mg CO_2 \cdot (100g)^{-1} \cdot (10 \text{ días})^{-1}$.

Los factores de multiplicación de humedad de las muestras de control son 1,40 y 1,26 para las muestras tratadas, respectivamente. El factor de la solución KOH fue 1,09; mientras que la solución HCl tuvo un factor de 0.93. También se utilizó un método inducido, en el que se añadieron 0,10 g de glucosa a las muestras del suelo. Cada tratamiento se replicó en cuadruplicado. Además, se compararon los resultados experimentales con los resultados de estudios previos realizados en la misma estación experimental. En experimentos anteriores, se evaluaron los efectos a largo plazo de las dosis comerciales de fertilizantes de $N_{60}P_{45}K_{45}$; $N_{120}P_{90}K_{90}$; $N_{180}P_{135}K_{135}$ y $N_{240}P_{180}K_{180}$ (Mátyás y col., 2015) y de diferentes métodos de cultivo (arado, aflojado, RTK en filas y RTK entre filas) (Sándor y col., 2020a) sobre las propiedades físicas, químicas y microbiológicas, en experimentos de fertilización que abarcaron más de 30 años. También se compararon dos métodos para determinar la respiración del suelo, las incubaciones Witkamp y Oxitop (Bautista y col., 2017). La prueba t de Student se utilizó para el análisis estadístico, utilizando SPSS (versión 26) para revelar posibles diferencias en las muestras de control y tratamiento (biofertilizante).

3 Resultados y discusión

Los métodos inducidos se aplican en estudios relacionados con la actividad microbiana para revelar diferencias entre diversos tratamientos. En este caso, sin método inducido (glucosa agregada) existen diferencias entre el control y las muestras tratadas.

Se pueden observar diferencias entre las muestras de control y las tratadas a partir del 2do día de incubación (Tabla 1).

Tabla 1. Resultados medios de la respiración del suelo en la incubación durante 2, 3 y 10 días (mg de CO_2 a $100g^{-1} \cdot 10$ días $^{-1}$). Control = control absoluto que no representa ni el tratamiento biofertilizante ni el método inducido. Control + glucosa = no se añadió ningún biofertilizante pero se aplicó el método inducido. Tratado = se aplicó el biofertilizante. Tratado + glucosa = se añadió el biofertilizante y se aplicó el método inducido.

	Contenido de humedad del suelo (%)	pH (H_2O)	Fracciones de lima y arcilla (%)	Respiración del suelo (mg de CO_2 a $100g^{-1} \cdot 10$ días $^{-1}$)		
				2do día	3er día	10mo día
Control	20,11-21,02	6,9	37,5	85,2	77,4	143
Control + glucosa				148,5	173,5	259,9
Tratada				130,1	84,9	141,1
Tratada+ glucosa				137,3	194,8	265,7

Los datos sin procesar (resultados en repeticiones y factores) se proporcionan en la sección de material de soporte. Sin embargo, en las muestras tratadas hay una disminución en la producción de CO_2 del suelo, comenzando los días 2 y 3 de incubación. Este agotamiento en la producción de CO_2 se evaluó en todos los experimentos, realizándolo por cuadruplicado. Se asume que el fenómeno se origina por la presencia en el suelo de microbios consumidores de CO_2 o metanotrofos, que utilizan el CO_2 producido periódicamente. Esta suposición es verificada por un estudio previo (Bautista y col., 2017). Sin embargo, este hallazgo es inusual porque tales bacterias están típicamente presentes en el agua de mar y en los suelos de arroz, en lugar de los suelos chernozem bien ventilados con un contenido óptimo de humedad (entre 20,11 y 21,02 wt %) (Tabla 1). Los valores aumentaron significativamente del tercer al séptimo día de incubación. Para el día 10, no existen diferencias notables entre las muestras de control y las tratadas (Tabla 1); además, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las muestras de control y las tratadas (Phylazonit) (en el nivel de significancia 0.05).

En la Figura 1 se compararon los resultados sobre la dinámica de emisiones de CO_2 obtenidas en esta investigación con los hallazgos reportados anteriormente en la literatura científica. En los estudios anteriores (Bautista y col., 2017; Sándor y col., 2020b), los autores recogieron muestras tanto de

parcelas irrigadas como no irrigadas. Teniendo en cuenta que el contenido de humedad del suelo afecta fuertemente a la producción de CO_2 , se asume que los resultados provenientes de estudios previos tuvieron un contenido de humedad del suelo similar al de la presente investigación. El rango de aceptación fue: 19 – 21 wt % (dentro del rango óptimo en este tipo de suelo). En un estudio previo (Bautista y col., 2017) examinó el efecto del mismo biofertilizante en la respiración del suelo en la misma estación experimental. Sin embargo, los autores aplicaron un método diferente de absorción alcalina; utilizando botellas de Oxitop, y sus resultados se expresaron en otra unidad, a saber: CO_2 mL/L. Para comparar los resultados del estudio obtenidos con diferentes metodologías, se consideró lo siguiente:

- la cantidad de CO_2 en las botellas de Oxitop se calcula a partir del oxígeno consumido por el proceso de descomposición, en donde el oxígeno, el carbono y el dióxido de carbono participan en el proceso de respiración (manual de Oxitop).
- la formación de una molécula de CO_2 requiere un átomo de C y una molécula de O_2 .

Para comparar los resultados del estudio previo con los de esta investigación, todos los resultados se expresan en mg de $CO_2 \cdot (100 g)^{-1} \cdot (10 \text{ días})^{-1}$ como

se muestra en la Ecuación 2.

$$\text{ResultsOxitop}(ml/L) = 11,136363 * \text{WitkampCO}_2(mgCO_2) \quad (2)$$

En los estudios realizados por (Mátyás y col., 2015) y (Sándor y col., 2020b) los valores de CO_2 se expresan en $mg \text{ de } CO_2 \cdot (100 \text{ g})^{-1} \cdot (10 \text{ días})^{-1}$, por lo que no hubo necesidad de cambio de uni-

dad. Normalmente la valoración se lleva a cabo sólo después del 10mo día de incubación (comparado a los estudios anteriores antes mencionados). Además, en el presente estudio se midió la producción de CO_2 del suelo durante todo el proceso de incubación; esta es la razón por la que los resultados también se muestran para el segundo y tercer día de incubación.

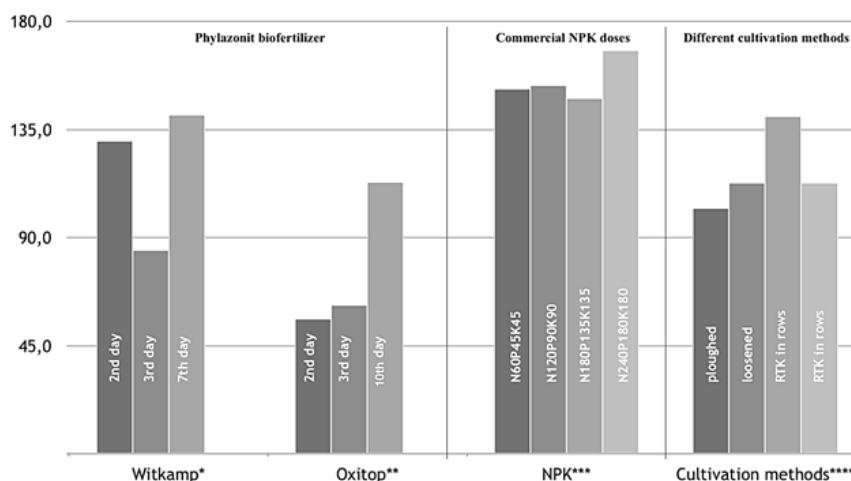


Figura 1. Resultados de la respiración del suelo después de 2, 3 y 10 días de incubación ($mg \text{ CO}_2 \cdot (100 \text{ g})^{-1} \cdot (10 \text{ día})^{-1}$), tomados de mediciones propias y hallazgos previos del estudio. *resultados propios relacionados con el efecto de Phylazonit en la respiración del suelo por el método Witkamp; **efecto de Phylazonit en la respiración del suelo por las botellas de Oxitop (Bautista y col., 2017); ***fertilizantes comerciales NPK en dosis de $N_{60}P_{45}K_{45}$; $N_{120}P_{90}K_{90}$; $N_{180}P_{135}K_{135}$; y $N_{240}P_{180}K_{180}$ (Mátyás y col., 2015); ****diferentes métodos de cultivo: arado, aflojado, RTK en filas, y RTK entre filas (Sándor y col., 2020b; Sándor y col., 2020a) en la respiración del suelo.

Se puede afirmar que la dosis más alta de NPK ($N_{240}P_{180}K_{180}$) causa una mayor respiración del suelo comparada con la aplicación de biofertilizantes o los diferentes métodos de cultivo. Se observan diferencias entre los diferentes métodos de cultivo; los valores más altos de CO_2 pertenecen a las muestras de RTK en filas. Los valores de respiración del suelo medidos por los dos métodos (Witkamp y Oxitop) tienen el mismo orden de magnitud, aunque los valores basados en Witkamp incrementan en cada día de incubación. Aparte de los valores extremadamente altos de CO_2 medidos por el método de Witkamp en el segundo día de incubación, el aumento de CO_2 desde el día 3 hasta el día 7 es significativo en el marco de ambos métodos: Witkamp y Oxitop. Durante el período de incubación, el aumento de la respiración del suelo fue del 60,17 % en

el método de Witkamp, y 54,87 %, cuando se utilizaron botellas de Oxitop. Este patrón es notable si se considera que los experimentos se realizaron por cuadruplicado, por lo tanto, son estadísticamente relevantes. Estos resultados validan un método moderno (Oxitop) con un método bien establecido y probado (Witkamp).

4 Conclusiones

Este estudio indica una menor tendencia a la respiración del suelo cuando se utilizan biofertilizantes en comparación con los fertilizantes NPK comerciales. Por lo tanto, por medio de biofertilizantes se pueden disminuir las emisiones de CO_2 en el ambiente. Sin embargo, se necesitan llevar a cabo ex-

perimentos a largo plazo y ensayos de campo para una mejor comprensión y poder revelar diferencias estadísticas entre los biofertilizantes y el suelo tratado con fertilizantes químicos.

Con el cambio unitario en los resultados de CO₂ obtenidos en este estudio por dos métodos diferentes basados en la absorción alcalina (Oxitop y Witkamp), se contribuye a mejorar la comparabilidad de los estudios académicos, que aplican diferentes metodologías para determinar la respiración del suelo, lo cual es útil para examinar los cambios en las propiedades microbiológicas del suelo en experimentos de fertilización a largo plazo, donde incluso se están comparando los resultados de 30 años atrás con nuevos hallazgos. El cambio unitario aplicado y discutido en esta investigación permite comparar los estudios basados en diferentes métodos, permitiendo el uso de nuevos métodos ofrecidos por la tecnología en evolución. Los datos adquiridos por los nuevos métodos pueden ser incorporados y corroborados con estudios realizados por métodos tradicionales en las últimas décadas.

Conflicto de interés

Los autores indican que no existe ningún conflicto de interés

Subsidios

Los autores mencionan que el proyecto estuvo subsidiado por el Dama Research Center limited.

Referencias

- Álvaro Fuentes, J. y C. Cantero Martínez (2010). «Potential to mitigate anthropogenic CO₂ emissions by tillage reduction in dryland soils of Spain». En: *Spanish J. Agricultural Research* 8.4, 1271-1276. Online: <https://bit.ly/2Sjmq14>.
- Ashok, J. y col. (2019). «An Economy Based on Carbon Dioxide and Water». En: ed. por M. Aresta, I. Karimi y S. Kawi. Springer Nature Switzerland AG. Online: <https://bit.ly/35c7Uh2>. Springer, Cham. Cap. Catalytic CO₂ Conversion to Added-Value Energy Rich C1 Products.
- Baldock, Jeffrey y col. (ene. de 2012). «Soils and climate change: Potential impacts on carbon stocks and greenhouse gas emissions, and future research for Australian agriculture». En: *Crop and Pasture Science* 63, 269. Online: <https://bit.ly/3cP30Js>.
- Bautista, Gabriela y col. (dic. de 2017). «Unexpected results in Chernozem soil respiration while measuring the effect of a bio-fertilizer on soil microbial activity [version 2; referees: 2 approved]». En: *F1000 Research* 6, Online: <https://bit.ly/3bNavAh>.
- Brebbia, C. A. y H. Bjornlund, eds. (2014). *Sustainable Irrigation and Drainage V: Management, Technologies and Policies*. Vol. 185. Online: <https://bit.ly/3f09jMa>. Wit Press.
- Bunk, B. y col. (2010). «A short story about a big magic bug». En: *Bioengineered Bugs* 1, 85–91. Online: <https://bit.ly/2xZe8Vt>.
- Buzás, I. (1988). *Manual of Soil and Agrochemical Analysis*. 1.^a ed. INDA 4231 Kiadó. Budapest.
- Chen, J. y col. (2020). «Nitrogen addition has contrasting effects on particulate and mineral-associated soil organic carbon in a subtropical forest». En: *Soil Biology and Biochemistry*. 142, 107708. Online: <https://bit.ly/2VJxQxs>.
- De Vos, P. y col., eds. (2009). *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology*. Vol. 3. The Firmicutes. New York. Online: <https://bit.ly/2YcaDFL>: Springer-Verlag.
- Denman, K.L. y col. (2007). «Climate Change: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change». En: ed. por D. Solomon S. and Qin y col. Cambridge, United Kingdom y New York, NY, USA. Online: <https://bit.ly/2KHwhTF>: Cambridge University Press. Cap. Couplings Between Changes in the Climate System and Biogeochemistry.
- El-Yazeid, A. y col. (2007). «Enhancing growth, productivity and quality of squash plants using phosphate dissolving microorganisms (bio phosphor) combined with boron foliar spray». En: *Research J. Agricultural Biological Science* 3.4, págs. 274-286.
- Elmqvist, T., E. Andersson y N. Frantzeskaki (2019). «Sustainability and resilience for transformation in the urban century». En: *Nature Sustainability* 2, 267–273. Online: <https://bit.ly/2SfrH9S>.

- Eloka-Eboka, A. C. y F. L. Inambao (2017). «Effects of CO_2 sequestration on lipid and biomass productivity in microalgal biomass production». En: *Applied Energy* 195, 1100-1111. Online:https://bit.ly/2VL34UF.
- Espinosa-Urgel, M., A. Salido y J. Ramos (2000). «Genetic Analysis of Functions Involved in Adhesion of *Pseudomonas putida* to Seeds». En: *J. Bacteriology* 189.9, págs. 2363-9.
- Fekete, I. y col. (2011). «The effects of Detritus Input on Soil Organic Matter Content and Carbon Dioxide Emission in a Central European Deciduous Forest». En: *Acta Silv. Lign. Hung* 7, págs. 87-96.
- Fekete, I. y col. (2014). «Alterations in forest detritus inputs influence soil carbon concentration and soil respiration in Central-European deciduous forest». En: *Soil Biology and Biochemistry* 74, págs. 106-114.
- Francis, C. A. y P. Porter (2011). «Ecology in Sustainable Agriculture Practices and Systems». En: *Critical Reviews in Plant Sciences* 30.1-2, 64-73. Online:https://bit.ly/3f01aXT.
- Glatzel, S., N. Basiliko y T. Moore (2004). «Carbon dioxide and methane production potentials of peats from natural, harvested and restored sites, eastern Québec, Canada». En: *Wetlands* 24, 261-267. Online:https://bit.ly/35iVGmW.
- Gordon, R., W. Haynes y C. Pang (1973). «The genus *Bacillus*. U.S. Department of Agriculture Agricultural Handbook». En: ed. por U.S. Department of Agriculture. 427. Washington, D.C.: Cornell University. Cap. Bacterial Endospores. Bacterial Endospores.
- Gratani, Loretta y col. (nov. de 2016). «Carbon Dioxide (CO_2) Sequestration and Air Temperature Amelioration Provided by Urban Parks in Rome». En: *Energy Procedia* 101, 408-415. Online:https://bit.ly/3bRIWHm.
- Inubushi, Kazuyuki, Kazunori Sakamoto y Takuji Sawamoto (ene. de 2005). «Properties of Microbial Biomass in Acid Soils and Their Turnover». En: *Soil Science & Plant Nutrition* 51, 605 -608. Online:https://bit.ly/3aLYn1l.
- Iqbal, J. y col. (2010). «Microbial biomass, and dissolved organic carbon and nitrogen strongly affect soil respiration in different land uses: A case study at Three Gorges Reservoir Area, South China». En: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 137.3, 294 -307. Online:https://bit.ly/2SgW6Vg.
- Jakab, A. (2020). «The ammonium lactate soluble potassium and phosphorus content of the soils of north-east Hungary region: a quantifying study». En: *DRC Sustainable Future* 1.1, 7-13. Online:https://bit.ly/3faLbGO.
- Johnson, J. y col. (2007). «Agricultural opportunities to mitigate greenhouse gas emissions». En: *Environmental pollution* 150.1, 107-24. Online:https://bit.ly/2zAokE1.
- Klimes Szmik, A. (1970). «A talajok fizikai tulajdonságainak vizsgálata». En: *Talaj és trágyvizsgálati módszerek* 48, 83-161.
- Kong, Y. y col. (2013). « CO_2 , N_2O and CH_4 production/consumption potentials of soils under different land-use types in central Japan and eastern Hungary». En: *Soil Science and Plant Nutrition* 59.3, 455-462. Online:https://bit.ly/35g0ae3.
- Kotrocó, Zs. y col. (2018). «Effect of leaf- and root-litter manipulation for carbon-dioxide efflux in forest soil». En: *VII Alps-Adra Scientific Workshop*. Stara Lesna, Slovakia.
- Lajtha, K. y col. (2017). «The Detrital Input and Removal Treatment (DIRT) Network: Insight into soil carbon stabilization». En: *Science of The Total Environment* 640-641, 1112-1120. Online:https://bit.ly/2Yhi0vA.
- Li, S. y col. (2020). «A meta-analysis of carbon, nitrogen and phosphorus change in response to conversion of grassland to agricultural land». En: *Geoderma* 363, 114149. Online:https://bit.ly/2VN09uO.
- Lowy, D.A. y B. Mátyás (2020). «Sea Water Activated Magnesium-Air Reserve Batteries: Calculation of Specific Energy and Energy Density for Various Geometries». En: *DRC Sustainable Future* 1.1, 1-6. Online:https://bit.ly/3bOifSG.
- López, Rafael, M. Jesús Díaz y José A. González-Pérez (2018). «Extra CO_2 sequestration following reutilization of biomass ash». En: *The Science of the total environment* 625, 1013-1020. Online:https://bit.ly/3f2Tu7d.
- Melendez, J. R. y col. (2018a). «Theory of Constraints: A systematic review from the management context». En: *Revista Espacios*, 39.48, 1-14. Online:https://bit.ly/2VKomSs.
- Melendez, J.R. y G.E. Gracia (2019). «Theoretical perspective of corporate social responsibility in the managerial scenario: Shared implications between the company-stakeholders». En: *Revis-*

- ta Espacios 40.10, 1-14. Online: <https://bit.ly/35fjCau>.
- Melendez, J.R. y col. (2018b). «Strategic factors in the context of project management: Management perspectives». En: *Revista Espacios* 39.39, 10-16. Online: <https://bit.ly/2W5zKaF>.
- Moral, A. y col. (2018). «Syngas production by means of biogas catalytic partial oxidation and dry reforming using Rh-based catalysts». En: *Catalysis Today* 299, 280-288. Online: <https://bit.ly/2W7IGNL>.
- Mátyás, B. y col. (2015). «The impact of fertilisation on a few microbiological parameters of the carbon cycle». En: *Acta Agraria Debreceniensis* 64, 45-50. Online: <https://bit.ly/3f2Cka4>.
- Mátyás, B. y col. (2016). «Comparative analysis of certain soil microbiological characteristics of the carbon cycle». En: *Acta Agraria Debreceniensis* 69, págs. 137-141.
- Peng, y. y col. (2020). «Influences of nitrogen addition and aboveground litter-input manipulations on soil respiration and biochemical properties in a subtropical forest». En: *Soil Biology and Biochemistry* 142, 107694. Online: <https://bit.ly/2yTYWZw>.
- Powlson, D. (2005). «Climatology: Will soil amplify climate change?». En: *Nature* 433, 204-205. Online: <https://bit.ly/2y8HeBG>.
- Rustad, L.E. y col. (2001). «A metaanalysis of the response of soil respiration, net nitrogen mineralization, and aboveground plant growth to experimental ecosystem warming». En: *Oecologia* 126, 543-562. Online: <https://bit.ly/2W7Ynn1>.
- Singla, Ankit y Kazuyuki Inubushi (ene. de 2014). «Effect of biochar on CH₄ and N₂O emission from soils vegetated with paddy». En: *Paddy and Water Environment* 12, 239-243. Online: <https://bit.ly/2zGxv63>.
- Singla, Ankit y col. (ene. de 2014). «Methane production/oxidation potential and methanogenic archaeal diversity in two paddy soils of Japan». En: *Int. J. Ecol. Environ. Sci.* 40, 49-55. Online: <https://bit.ly/3aO6A5d>.
- Sándor, Zsolt y col. (ene. de 2020a). «Correction for Effect of various soil cultivation methods on some microbial soil properties». En: *DRC Sustainable Future: Journal of Environment, Agriculture, and Energy* 1.1, 21-22. online: <https://bit.ly/2VNJZBr>.
- (ene. de 2020b). «Effect of various soil cultivation methods on some microbial soil properties». En: *DRC Sustainable Future: Journal of Environment, Agriculture, and Energy* 1.1, 14-20. online: <https://bit.ly/2VNJZBr>.
- Team, IPCC, R.K. Pachauri y L.A. Meyer (2014). *Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Inf. téc. Geneva, Switzerland. Online: <https://bit.ly/2zIGcwR>: IPCC:Climate Change.
- Thornton, P. (2012). *Recalibrating Food Production in the Developing World: Global Warming Will Change More Than Just the Climate*. Inf. téc. CCAFS Policy Brief No. 6. CGIAR Research Program on Climate Change, Agriculture y Food Security.
- Vary, Patricia y col. (nov. de 2007). «Bacillus megaterium – from Simple Soil Bacterium to Industrial Protein Production Host». En: *Applied microbiology and biotechnology* 76, 957-67. Online: <https://bit.ly/35cpguc>.
- Vermeulen, Sonja J., Bruce M. Campbell y John S.I. Ingram (2012). «Climate Change and Food Systems». En: *Annual Review of Environment and Resources* 37.1, 195-222. Online: <https://bit.ly/2YeNgvh>.
- Witkamp, M. (1966). «Decomposition of Leaf Litter in Relation to Environment, Microflora, and Microbial Respiration». En: *Ecology* 47, 194-201. Online: <https://bit.ly/35lix11>.
- Xiao, Haibing y col. (jun. de 2020). «Responses of soil respiration and its temperature sensitivity to nitrogen addition: A meta-analysis in China». En: *Applied Soil Ecology* 150, 103484. Online: <https://bit.ly/35f0I3x>.
- Zeng, Wenjing y col. (2018). «Soil respiration and its autotrophic and heterotrophic components in response to nitrogen addition among different degraded temperate grasslands». En: *Soil Biology and Biochemistry* 124, 255-265. Online: <https://bit.ly/35dR41e>.



RENDIMIENTO DEL MOTOR Y ANÁLISIS DE EMISIONES UTILIZANDO BIODIÉSEL DE NEEM Y JATROPHA

ENGINE PERFORMANCE AND EMISSION ANALYSIS USING NEEM AND JATROPHA BLENDED BIODIÉSEL

Mehmood Ali^{1*}  y Saqib Jamshed Rind² 

¹ Departamento de Ingeniería Ambiental, NED University of Engineering and Technology, Karachi, Karachi City, Sindh 75270, Pakistan.

² Departamento de Ingeniería Marina y Automotriz, NED University of Engineering and Technology, Karachi, Karachi City, Sindh 75270, Pakistan.

*Autor para correspondencia: mehmood@neduet.edu.pk

Manuscrito recibido el 8 de mayo de 2020. Aceptado, tras revisión, el 6 de junio de 2020. Publicado el 1 de septiembre de 2020.

Resumen

Este documento analiza la producción de biodiésel a partir de especies autóctonas de aceites de *Jatropha curcas* y *Neem* (*Azadirachta indica*), junto con el rendimiento del motor y las características de emisión de mezclas B10 a 1000 rpm. Los rendimientos de la producción de biodiésel fueron 90% y 68% en peso de *Jatropha curcas* y *Neem* (*Azadirachta indica*), respectivamente. Las tres mezclas preparadas de biodiésel fueron 10% Biodiésel de *Neem* (NB10), 10% de biodiésel de *Jatropha* (JB10) y 5% de *Jatropha* + 5% de Biodiésel de *Neem* (NJB10). La prueba de emisiones del motor mostró menos producción de monóxido de carbono con NB10 ($94 \pm 2,15$ ppm), seguida de JB10 ($100 \pm 2,44$ ppm) y NJB10 ($121 \pm 3,65$ ppm) en comparación con el diésel ($135 \pm 2,18$ ppm). Sin embargo, las emisiones de dióxido de carbono fueron más altas debido a las mejores características de combustión de las mezclas de biodiésel como NB10 (3,21%), JB10 (3,06%) y NJB10 (2,53%) comparado con el diésel (2,13%) por volumen. Las cantidades más bajas de emisiones de dióxido de azufre (SO₂) se observaron con el combustible de biodiésel mezclado, en comparación con el diésel mineral. Las emisiones de dióxido de nitrógeno (NO₂) fueron de 5 ppm de diésel a 73°C de temperatura de escape, mientras que se incrementó a 8 ppm mediante el uso de biodiésel mezclado con NB10 debido a las altas temperaturas de escape de 85,33°C. La potencia y la carga del motor producidos a partir de las muestras de biodiésel mezclado fueron ligeramente inferiores al diésel convencional en un 12% y un 7,7%, respectivamente. Los resultados experimentales mostraron que el rendimiento del motor y la emisión del biodiésel de *Neem* (NB10) era mejor en comparación con otras mezclas de biodiésel.

Palabras clave: Biodiésel, *Jatropha curcas*, *Neem* (*Azadirachta indica*), emisiones del motor, rendimiento del motor.

Abstract

This paper presents the production of biodiesel from indigenous species of *Jatropha curcas* and Neem (*Azadirachta indica*) oils, then its engine performance and emission characteristics of B10 blends measured at 1000 rpm. Biodiesel production yields were found 90% and 68% by weight from *Jatropha curcas* and Neem (*Azadirachta indica*), respectively. Three prepared biodiesel blends were 10% Neem biodiesel (NB10), 10% *Jatropha* biodiesel (JB10) and 5% *Jatropha* + 5% Neem biodiesels (NJB10). The engine emission test showed less carbon monoxide production from NB10 (94 ± 2.15 ppm), followed by JB10 (100 ± 2.44 ppm) and NJB10 (121 ± 3.65 ppm) as compared to diesel (135 ± 2.18 ppm). However, the carbon dioxide emissions were found higher due to the better combustion characteristics of biodiesel blends as NB10 (3.21%), JB10 (3.06%) and NJB10 (2.53%) than diesel (2.13%) by volume. The reduced amounts of sulphur dioxide (SO₂) emissions were found with blended biodiesel fuel in comparison to mineral diesel. Nitrogen dioxide (NO₂) emissions were 5 ppm from diesel at 73°C exhaust temperature, while it was increased by using blended biodiesel, to 8 ppm with NB10 due to higher exhaust temperatures 85,33°C. The measured engine power and torque produced from the blended biodiesel samples were slightly lower than the conventional diesel by 12% and 7.7%, respectively. The experimental results showed that an engine performance and emission characteristic of Neem biodiesel (NB10) was better as compared to other biodiesel blends.

Keywords: Biodiesel, *Jatropha curcas*, Neem (*Azadirachta indica*), engine emissions, engine performance.

Forma sugerida de citar: Ali, M. y Jamshed-Rind, S. (2020). Rendimiento del motor y análisis de emisiones utilizando biodiésel de Neem y *Jatropha*. La Granja: Revista de Ciencias de la Vida. Vol. 32(2):19-29. <http://doi.org/10.17163/lgr.n32.2020.02>.

IDs Orcid:

Mehmood Ali: <http://orcid.org/0000-0002-1804-2677>

Saqib Jamshed Rind: <http://orcid.org/0000-0003-4881-0419>

1 Introducción

El cambio climático y los problemas del calentamiento global son causados por las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) como el dióxido de carbono, el metano y el óxido nitroso en la atmósfera debido a las actividades inducidas por el ser humano por la quema de combustibles fósiles utilizados en el sector del transporte y la generación de energía (Climate Change Indicators, 2015). Los dos biocombustibles líquidos más comunes para el transporte (el bioetanol y el biodiésel) pueden sustituir a la gasolina derivada del petróleo y a los combustibles diésel, que producen emisiones de gases nocivos con impactos perjudiciales en el medio ambiente. El bioetanol y el biodiésel son combustibles alternativos producidos casi en su totalidad a partir de cultivos de semillas de aceite vegetal que tienen beneficios ambientales. La mayor diferencia entre los biocombustibles y las materias primas del petróleo es la concentración de contenido de oxígeno, que hace que los biocombustibles sean respetuosos con el medio ambiente, con una combustión completa que produce dióxido de carbono en lugar de monóxido de carbono, causando un impacto negativo en la salud de los seres humanos (Chauhan y Shukla, 2011).

El biodiésel, como combustible biodegradable y alternativo, tiene mayor importancia debido al agotamiento de las reservas de petróleo crudo y sus beneficios con el medio ambiente (Berchmans e Hirata, 2008). De hecho, el combustible biodiésel es una forma de combustible renovable que se puede obtener de varias reservas, incluidos los cultivos de semillas de aceites comestibles y no comestibles, aunque también se puede producir a partir de aceites no comestibles, por ejemplo, mahua, neem, karanja y *Jatropha curcas* para evitar problemas con los cultivos alimentarios comestibles (Hassan y Kalam, 2013). El combustible biodiésel en el motor diésel no requiere modificaciones del motor, provee una reducción significativa de las emisiones de óxidos de azufre (SO_x), monóxido de carbono (CO) y partículas (PM) con otros beneficios como mayor punto de ignición y menor contenido aromático en los gases de escape, debido a la combustión completa del combustible (Ali y Shaikh, 2012).

En investigaciones previas, el éster metílico de *Pongamia*, *Jatropha curcas* y *Neem* se produjo por

reacción de transesterificación en un estudio experimental llevado a cabo para probar las características de emisión de diferentes mezclas ($B10$, $B20$, y $B40$) en comparación con el diésel de petróleo. Las muestras de combustible mezclado mostraron menores emisiones de humo, óxido de carbono, monocarburos e hidrocarburos no quemados (HC) en comparación con el diésel de petróleo (Rao, Rao y Reddy, 2008). Otra investigación mostró que las emisiones de escape del biodiésel de neem $B30$ tenían menor opacidad de humo (5%) que el combustible diésel regular (55%) a potencia máxima de freno (5 kW). Del mismo modo, el monóxido de carbono (CO) es uno de los productos intermedios formados durante la reacción de la combustión de hidrocarburos en el cilindro del motor, y se observó que la cantidad de CO producido disminuye con el aumento de la carga en el motor para el diésel y varias mezclas de biodiésel de neem. Se observó que las emisiones de hidrocarburos no quemados (HC) aumentan en comparación con el incremento de la carga del motor para el diésel y las mezclas de biodiésel de neem, debido a un mayor consumo de combustible a altas cargas del motor, con una combustión incompleta. Sin embargo, se encontró que las emisiones de HC disminuyen con el aumento en el porcentaje de biodiésel en las mezclas, debido a la disponibilidad de más porcentaje de oxígeno que conduce a la combustión completa de combustibles (Mall, 2015).

La mayor parte de la producción de energía en Pakistán se satisface mediante la quema de combustibles derivados del petróleo crudo, que son recursos no renovables. Actualmente el país se enfrenta a un déficit de electricidad entre 6.000 y 7.000 MW (Yuosafzai, 2018). La factura de importación de petróleo en Pakistán aumentó de 7.400 millones de dólares americanos en 2015-16 a 9.100 millones de dólares americanos en el año fiscal 2016-17, como resultado del aumento de los precios internacionales del crudo y el incremento de las importaciones de productos petrolíferos. Por lo tanto, se supone que la demanda de petróleo crudo tendrá una tendencia creciente en el futuro para la generación de energía y el sector del transporte en el país (Pervaz, 2018). Sin embargo, para el futuro sostenible a través de las energías renovables es necesario reducir la dependencia del petróleo crudo importado, estas medidas no sólo ayudarían a proteger valiosos intercambios extranjeros del país, sino que también ayudarían a mitigar el cambio climático y

los problemas del calentamiento global (Ali, 2016). Además, la Junta de Desarrollo de Energía Alternativa de Pakistán (AEDB) tomó una iniciativa en el marco de su Programa Nacional de Biodiésel de minimizar la cantidad de consumo de diésel (10% del volumen) del consumo total de diésel para el año 2025 por medio de un combustible biodiésel alternativo (Ahmed y col., 2015).

El biodiésel es un combustible carbono neutro que no causa daños al medio ambiente, pues tiene pocas emisiones de gases tóxicos. La investigación llevada a cabo anteriormente tuvo un alcance limitado sobre los combustibles de biodiésel mezclados de Neem y *Jatropha curcas* en relación con el rendimiento del motor y las características de emisión. Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue caracterizar el biodiésel producido a partir de aceites de Neem y *Jatropha*, seguido por el rendimiento del motor y las características de emisión de Neem y *Jatropha curcas* mezcladas con muestras de combustible biodiésel con el fin de cumplir con el objetivo AEDB de utilizar un 10% de biodiésel mezclado para el año 2025 en Pakistán.

2 Materiales y métodos

El aceite de semilla vegetal no comestible de *Jatropha curcas* se obtuvo del Centro de Investigación de Zonas Áridas del Consejo de Investigación Agrícola de Pakistán, Umerkot, mientras que el aceite de neem (*Azadirachta indica*) se extrajo con un expulsor mecánico de semillas de aceite disponibles localmente. Todos los experimentos se llevaron a cabo en el Departamento de Ingeniería Ambiental y el Departamento de Automoción e Ingeniería Marina, NED University of Engineering Technology, Karachi, Pakistán. La temperatura y la humedad en el laboratorio se midieron como 28°C y 45% de humedad con (Termómetro Digital del Medidor de Humedad de Temperatura, China).

2.1 Prueba de ácidos

Para ambos aceites no comestibles, el contenido de ácidos grasos libres (FFA)% y la prueba de valor ácido se midieron siguiendo el método de valoración estándar (Método Oficial de la Sociedad Americana de Químicos del Aceite Ca 5a-40) mencionado en la literatura (Berchmans e Hirata, 2008). Según

la documentación, si los aceites vegetales tienen un contenido de FFA superior al 1% en peso, producirá jabón y un bajo rendimiento del producto biodiésel. Por lo tanto, generalmente se adopta el proceso de dos pasos (es decir, esterificación ácida y transesterificación catalizada de base) para reducir el aceite FFA y producir biodiésel (Berchmans e Hirata, 2008).

2.2 Dos pasos (esterificación ácida y transesterificación catalizada de base)

El proceso de dos pasos, proceso de esterificación catalizada por ácido y seguido por el proceso de transesterificación catalizada de base se muestra en la literatura (Berchmans e Hirata, 2008). El primer paso se llevó a cabo con 0,60 p/p de metanol a las relaciones de aceite en presencia de 1% p/p H₂SO₄ (BDH, Inglaterra) como catalizador ácido en reacción de 1 hora a 50°C utilizando un calentador de placa caliente con agitador magnético que funciona a 400 rpm (Wise stir, MSH-20A, Daihan Scientific, Corea). Después de la reacción, la mezcla se detuvo durante 2 horas y la mezcla de agua de metanol recogida en la capa superior se eliminó con la ayuda de una pipeta. El segundo paso fue la transesterificación catalizada base utilizando metanol de 0,24 w/w (BDH, Inglaterra) al aceite y 1,4% w/w NaOH (Merck, Alemania) al aceite como catalizador alcalino para producir biodiésel a 65°C durante 2 horas de tiempo de reacción, utilizando un calentador magnético de placa caliente con agitador con una velocidad de mezcla de 400 rpm (Berchmans e Hirata, 2008). Las dos capas se formaron después de la reacción, es decir, el biodiésel (capa superior) y la glicerina (capa inferior) se separaron usando un embudo separador (1L). La fase de biodiésel y la fase de glicerina se lavaron con un 10% de volumen en agua destilada caliente a 70°C y luego se secaron en un horno convencional (YCO-N01, Gemany Industrial Corp., Taiwán) durante 1 hora a 80°C (Ali, Naqvi y Watson, 2018). La cantidad de biodiésel y glicerina producida después de la separación y el secado se recogieron en un vaso de precipitados (50 ml) y la cantidad se midió en gramos con la ayuda de un peso (AB 304-S, Mettler Tolendo, Suiza).

2.3 Propiedades fisicoquímicas del biodiésel producido

Las siguientes propiedades fisicoquímicas del biodiésel producido y los resultados se presentan como media \pm desviación estándar, para el tamaño de la muestra ($n=3$).

2.3.1 Densidad:

La densidad del aceite extraído y el biodiésel producido se midieron en g/mL con un densímetro (DA-130N, Kyoto Electronics Manufacturing Co. Ltd, Japan).

2.3.2 Viscosidad cinemática:

La viscosidad cinemática en mm^2/seg de los aceites vegetales (aceites *Jatropha curcas* y *Neem*) y sus muestras de biodiésel se midieron utilizando un viscosímetro cinemático/dinámico (VDM-300, AS Lemis, UE).

2.3.3 Valor calorífico:

El valor calorífico en MJ/kg de los aceites de *Jatropha curcas* y *Neem* y sus muestras de biodiésel mezclado se determinaron con un calorímetro de bomba de oxígeno (IKA C200, Alemania) según el método estándar ASTM D2015.

2.3.4 Punto de ignición:

El punto de ignición del biodiésel de *Jatropha curcas* y *Neem* y las muestras de combustible mezclado se midieron con un probador de puntos de inflamación (AD 0093-710, SCAVINI, Italia) según el método estándar ASTM D93.

2.4 El contenido de ésteres metílicos (ácido oleico)

La composición de ácido oleico en las muestras de aceite de *Jatropha* y *Neem* se determinaron utilizando GC-FID (GC-2014, Shimadzu, Japón) equipado con un detector de ionización de llama en el Instituto de Ingeniería Química y Tecnología, Universidad del Punjab, Lahore.

2.5 Biodiésel –relaciones de mezcla de diésel

Las muestras de combustible (1 L =1000 ml) se prepararon mezclando el biodiésel producido con el diésel convencional adquirido de la estación de combustible operada por la empresa de Pakistan State Oil (PSO) en las siguientes proporciones, como se muestra en la Tabla 1 y según el requisito de AEDB para mezclar el diésel convencional con el 10% de combustible de biodiésel.

2.6 Protocolo de prueba de emisiones y rendimiento del motor

Las características de emisión de las muestras de combustible preparadas se midieron con el funcionamiento de un motor diésel con las especificaciones mencionadas en la Tabla 2, a una velocidad constante de 1000 rpm en el Departamento de Automoción e Ingeniería Marina de la Universidad NED. La medición de la concentración de emisiones de gases de dióxido de carbono (CO_2), monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrógeno (NO_x), dióxido de azufre (SO_2) y contenido de oxígeno (O_2) se hizo utilizando el analizador de gases de combustión (340, Testo Instruments Ltd, Alemania). Los resultados de la emisión de gases se presentan como (media \pm desviación estándar) para el tamaño de la muestra $n=3$.

El rendimiento del motor se midió para el combustible 100% diésel, biodiésel NB10 neem, biodiésel JB10 *Jatropha* y biodiésel NJB10 (mezcla de neem y *Jatropha*). El rendimiento del motor se estudió a una velocidad constante de 1000 rpm siguiendo los procedimientos mencionados en la literatura (Calder, Roy y Wang, 2018). Después de que el motor alcanzara su condición de trabajo estabilizada, el par de carga de retención externo (10%) se equipó con un dinamómetro de freno de agua conectado con un controlador instalado en la liberación de carga de agua para controlar la carga del motor. La potencia de freno del motor se calculó utilizando la Ecuación 1, donde el par de carga se mide en $N - m$ y la velocidad del motor en revolución por minuto.

$$\text{Potencia de freno}(hp) = \frac{\text{Carga} \times \text{Velocidad del motor}}{5252} \quad (1)$$

Tabla 1. Relación de las muestras de combustible preparadas.

Muestra	Diésel mineral (mL)	Biodiésel de Neem (mL)	Biodiésel de <i>Jatropha</i> (mL)
Diésel fuel	1000	-	-
NB10	900	100	-
JB10	900	-	100
NJB10	900	50	50

Tabla 2. Especificaciones del motor utilizadas en este estudio.

Motor	Rotronics, France
No. de cilindros	2
Volumen de los cilindros	380 cc
Velocidad máxima	2700 rpm
Potencia de salida máxima	2.0 kW
Calibre	62 mm
Tiempos	72 mm
Tipo de motor	4 tiempos, inyección directa, aire frío
Radio de compresión	8.5:1

2.7 Estimación del potencial de la producción de biodiésel para satisfacer los requisitos locales

La producción de biodiésel de cultivos de aceite de neem y aceite de cocina residual se calculó sobre la base de la tierra disponible en el país para satisfacer la demanda local anual.

biodiésel (ASTM D 6751). Se observó que la viscosidad cinemática del biodiésel de Neem estuvo más baja, es decir, $2,91 \text{ mm}^2/\text{seg}$ en comparación con el biodiésel de *Jatropha curcas* $4,18 \text{ mm}^2/\text{seg}$. La viscosidad cinemática reducida es buena en términos de calidad del combustible biodiésel, pero el rendimiento del biodiésel de Neem fue un 24,33%, menor en comparación con el rendimiento del biodiésel de *Jatropha*.

3 Resultados y discusión

3.1 Rendimiento del biodiésel y glicerol

La cantidad medida de biodiésel y glicerol producido a partir del aceite de *Jatropha curcas* fue 90% (36,28 g/ 40 g de aceite) y 11% (4,36 g / 40 aceite), respectivamente. Mientras que la cantidad de biodiésel y glicerol producido a partir del aceite de Neem fue 68% (27,49 g/ 40 g de aceite) y 30% (12,50 g / 40 aceite), respectivamente.

3.2 Propiedades físicas y químicas del combustible

Las propiedades del biodiésel de *Jatropha curcas* y Neem se determinaron siguiendo las normas y procedimientos ASTM que se presentan en la Tabla 3 y luego se compararon con la norma internacional de

3.3 Resultados del contenido de oleato de metilo

La concentración de oleato de metilo en% en peso se midió con el análisis GC-MS, y los resultados mostraron la concentración de oleato de metilo en el aceite de *Jatropha curcas* (41,12% wt) y el aceite de Neem (50,77% wt), respectivamente. Los resultados mostraron que el aceite de Neem tiene un valor comparable al aceite de *Jatropha*, con una propiedad más favorable con un tiempo de almacenamiento de biodiésel más largo, con una buena estabilidad a la oxidación y una disminución del punto de tapón del filtro frío durante los inviernos, manteniendo el biodiésel en fase líquida para una adecuada atomización. De igual forma, se recomienda en el futuro medir el perfil completo de ácidos grasos libres de ambas muestras de aceite vegetal.

Tabla 3. Propiedades fisicoquímicas de los aceites de semillas vegetales y su biodiésel producido.

Parámetros	Jatropha Curcas	Neem (Azadirachta indica)	Método de prueba	ASTM D 6751 Biodiésel standard
Densidad del aceite (g/cm^3)	0,877	0,914	ASTM D1298	-
Viscosidad biológica del aceite (mm^2/sec) a $40^\circ C$	44,5	33,37	ASTM D 445	-
Rendimiento del biodiésel (g)	36,28	27,49	-	-
Densidad del biodiésel (g/cm^3)	0,884	0,875	ASTM D1298	0,86-0,90*
Viscosidad cinemática del biodiésel (mm^2/sec)	4,18	2,91	ASTM D445	1,9-6,0
Rendimiento de la glicerina (g)	4,36	12,5	-	-
Valor calórico del biodiésel (MJ/kg)	38,96	39,67	ASTM D240	-
Punto de ignición ($^\circ C$) del biodiésel	120	130	ASTM D93	$130^\circ C$ (mínimo)

*Según la norma europea de biodiésel EN 14214

3.4 Resultados de las pruebas de emisiones del motor

Se trazó el perfil de emisiones de gases de diferentes mezclas de combustible biodiésel para comparar la diferencia entre sus características de emisión. La Figura 1 muestra el porcentaje de contenido de oxígeno presente en las emisiones de gases de escape y se observó que el diésel mineral ($17,12 \pm 0,05\%$) presenta más contenido de oxígeno en comparación con las muestras de combustible mezclado con biodiésel. La posible razón podría ser debido a la alta temperatura y al alto contenido de oxígeno presente en el combustible biodiésel, y que el exceso de oxígeno presente en el biodiésel se utilizó en la producción de óxidos de nitrógeno (NO_x). Generalmente el exceso de oxígeno no reacciona con nitrógeno en el cilindro del motor, pero reacciona con nitrógeno atmosférico a altas temperaturas de escape ((Nair, Kaviti y Daram, 2017).

Del mismo modo, el perfil de temperatura de escape del gas de combustión del motor diésel que funciona en diferentes mezclas de combustible (Figura 2) mostró que se obtuvieron temperaturas más altas a partir de la combustión del combustible de la mezcla de biodiésel en comparación con el combustible diésel. Esto se debe a la presencia de propiedades oxigenadas del biodiésel con la combustión completa, lo que resulta en temperaturas de escape más altas (es decir, 14% y 8,75% de combustibles de biodiésel mezclados de neem y jatropoha superiores al diésel mineral). Un estudio previo sobre biodiésel de palma mostró una temperatura de gases de escape 5,6% mayor que el diésel de petróleo.

La mejor característica de combustión del biodiésel con mayor temperatura del cilindro se debe al efecto del exceso del contenido de oxígeno presente en su composición (Arunkumar y col., 2018).

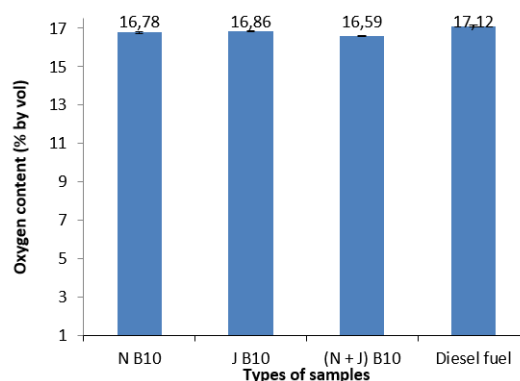


Figura 1. Contenido de oxígeno en las emisiones de gases de escape.

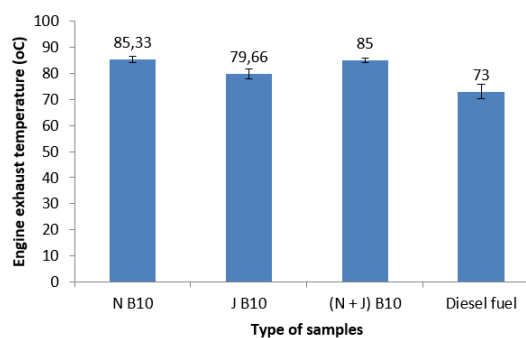


Figura 2. Temperaturas de escape con diferentes mezclas de combustible.

La Figura 3 muestra la emisión de monóxido de carbono (CO) de diferentes muestras de combustible, mostrando menos emisiones de CO de combustibles mezclados con biodiésel (tales como NB10= $94 \pm 2,15$, JB10= $100 \pm 2,44$ and NJB10= 121 ± 3.65 ppm) en comparación con el diésel mineral ($135 \pm 2,18$ ppm). De acuerdo a lo observado en la literatura, la razón principal de las mayores emisiones de CO de la combustión de diésel mineral se debe a su combustión incompleta (Nair, Kaviti y Daram, 2017). Por lo tanto, la presencia de un mayor porcentaje de oxígeno en el biodiésel conduce a un proceso de combustión más completo, lo que resulta en menores emisiones de CO (Dincer, 2008).

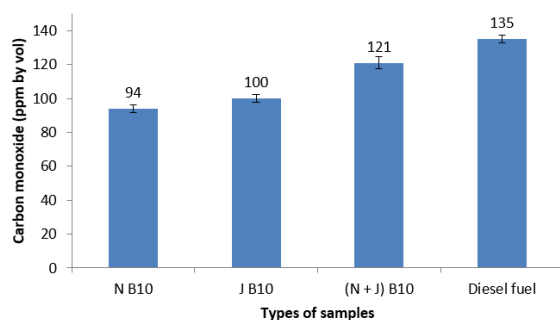


Figura 3. Contenido de monóxido de carbono en las emisiones de escape.

Los resultados actuales de las emisiones de dióxido de carbono (CO_2) se encontraron más altos en las muestras de combustible mezclado con biodiésel en comparación con el combustible diésel mineral (Figura 4). El biodiésel de Neem NB10 mostró mayores emisiones de CO_2 en contraste con el biodiésel JB10 de Jatropha. Las emisiones de CO se redujeron para la mezcla de biodiésel de Neem (NB10) en un volumen del 30,37% en comparación con el diésel mineral. El valor de emisión de CO se encontró cerca con una reducción media para Neem B10 en un volumen del 26%, como se menciona en la literatura (Nair, Kaviti y Daram, 2017).

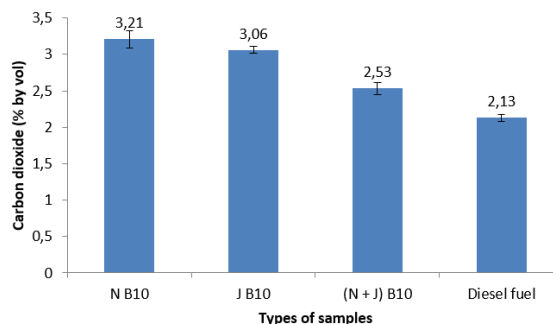


Figura 4. Contenido de dióxido de carbono en las emisiones de escape.

La Figura 5 muestra las emisiones de dióxido de nitrógeno (NO_x) de la combustión de diferentes muestras de combustible mezclado. Se observó que las emisiones de NO_x fueron mayores con respecto a las muestras de combustible mezclado con biodiésel, en comparación con el diésel mineral (es decir, 37,5% de NB10 y 28,57% de JB10, respectivamente). También en otras investigaciones se observó un aumento del 20% en las emisiones de NO_x de neem B10 en comparación con el combustible diésel (Nair, Kaviti y Daram, 2017). La temperatura más alta es el resultado de la combustión de biodiésel, que produce NO_x con una reacción entre el exceso de contenido de oxígeno presente en las emisiones de combustible mezclado con biodiésel y nitrógeno atmosférico. Las emisiones de dióxido de azufre (SO_x) se presentan en la Figura 6, y los resultados mostraron una reducción de las emisiones de SO_x en más del 38,46% de NB10 y del 34,61% de JB10, respectivamente, en comparación con el diésel mineral. Resulta ventajoso utilizar combustible mezclado con biodiésel con bajo contenido de azufre para reducir la contaminación del aire que conlleva al calentamiento global y los problemas de lluvia ácida.

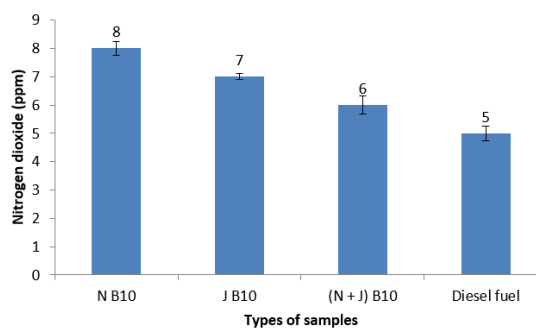


Figura 5. Contenido de dióxido de nitrógeno en las emisiones de escape.

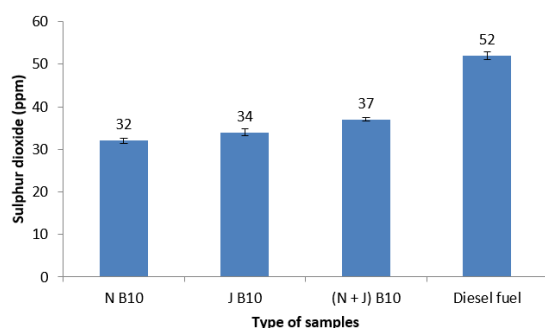


Figura 6. Contenido de dióxido de azufre en las emisiones de escape.

3.5 Mediciones de potencia del motor y freno

La variación de la potencia del freno en las diferentes muestras de combustible mezclado (diésel mineral, NB10, JB10 y NJB10) a una velocidad constante del motor de 1000 rpm se presenta en la Tabla 4. Los resultados mostraron menor potencia generada a partir del combustible biodiésel mezclado en comparación con el diésel de petróleo debido a su menor valor calorífico (38 a 39 MJ/kg) y en comparación con el diésel mineral (42MJ/kg), información que también se menciona en la literatura (Chakrabarti y Ali, 2008). Además, se observó que la carga del motor y la potencia generadas por el biodiésel *Neem* NB10 fueron mayores en comparación con el biodiésel JB10 de *Jatropha*, debido al mayor valor calorífico del biodiésel de *Neem* (39,67 MJ/kg) en contraste con el biodiésel de *Jatropha* (38,96 MJ/kg). La combustión del diésel mineral produjo una carga más alta durante las pruebas del motor en comparación con las diferentes mezclas de biodiésel, debido a su mayor valor calorífico (42 MJ/kg) (Chakrabarti y Ali, 2008).

Los resultados indicaron que el B10 tiene un rendimiento más cercano del motor al diésel mineral debido a su viscosidad cinemática en comparación con el diésel mineral (Chakrabarti y Ali, 2009). La potencia generada por el biodiésel de *Neem* NB10, *Jatropha* JB10 y el biodiésel mixto *Neem* / *Jatropha* NJB 10 fueron de 7,7%, un 16,4% y un 12%, respectivamente, menor que el diésel mineral.

3.6 Estimación de la producción de biodiésel para cumplir con los requisitos locales

Las semillas de *Neem* (*Azadirachta indica*) contienen aproximadamente un 20-35% de contenido de aceite por peso y producen unos 2670 kg de aceite/hectárea (Aransiola y col., 2019). Según la literatura, Pakistán consta de tierras áridas/semi-áridas y marginales de aproximadamente 350.000 acres (141640 hectáreas) que pueden utilizarse para sembrar cultivos no comestibles para la producción de biodiésel (Ali, 2016). La Tabla 5, muestra que la producción de aceite de *Neem* en el país es de 378178,8 kg al año (es decir, 0,3781 millones de toneladas) obtenida, multiplicando los 2670 kg de petróleo/hectárea con la superficie marginal de tierra de 350.000 hectáreas. Se supone que el 90% en peso del aceite de *neem* producido al año se convierte en biodiésel, representando 0,3402 millones de toneladas, mientras que el 10% en peso se convierte en subproductos de glicerina (es decir, 0,0378 millones de toneladas). Además, según la literatura (Qamar y col., 2020) Pakistán tiene una capacidad de producir 468.842 toneladas (0,4688 millones de toneladas) de biodiésel anualmente utilizando aceite de cocina residual (ACR).

Tabla 4. Carga del motor y potencia de frenado correspondiente a una velocidad constante (1000 rpm).

Muestras	Carga del motor (N-m)	Potencia de frenado (hp)
Combustible diésel	2,854	0,543
NB10	2,634	0,501
JB10	2,387	0,454
NJB10	2,514	0,478

Tabla 5. Estimación de la producción local de biodiésel al año.

Stadísticas de la producción local por año		
(1)	Demanda de petrodiesel al año (millones de toneladas)	6,764
(2)	Requisito de biodiésel mezclado (B10) al año (millones de toneladas)	0,6764
(3)	Producción de aceite de Neem al año (millones de toneladas)	0,3781
(4)	Producción estimada de biodiésel de neem al año (millones de toneladas)	0,3402
(5)	Producción estimada de biodiésel de la ACR al año (millones de toneladas)	0,4688
(6)	Cantidad excedente de producción de biodiésel (B10) al año (millones de toneladas)	0,1326

La demanda total de diésel de alta velocidad en el país por año es de 6.674 millones de toneladas (DAWN, 2019) y si se utiliza biodiésel mezclado (B10) en el país, la cantidad requerida será de 0,6764 millones de toneladas al año para cumplir con el requisito AEDB de utilizar biodiésel mezclado B10. Para satisfacer la cantidad requerida de biodiésel, la diferencia entre la columna (2) menos las cantidades estimadas de biodiésel de Neem (columna 4) y el biodiésel de aceite de cocina residual (columna 5) da una cantidad mayor de producción de biodiésel (0,1326 millones de toneladas) en el país al año, sin competir con los cultivos comestibles de aceite.

a su viscosidad cinemática comparable. Se observó menos potencia del motor generada por el biodiésel Neem NB10, Jatropha JB10 y el biodiésel mixto Neem/Jatropha NJB10, es decir, el 7,7%, el 16,4% y el 12%, respectivamente, en comparación con el diésel mineral.

La producción estimada de biodiésel en el país a partir de los cultivos de aceite de Neem y el aceite de cocina residual se encuentra produciendo una cantidad excedente de biodiésel (0,1326 millones de toneladas al año) para satisfacer la demanda local de utilizar combustible B10 en el futuro.

4 Conclusiones

Los aceites de semillas vegetales de Jatropha y Neem se pueden convertir en biodiésel y biodiésel mezclado (B10), y pueden utilizarse como combustible alternativo en motores diésel para cumplir con el objetivo fijado por la Junta de Desarrollo de Energía Alternativa. La emisión de monóxido de carbono (CO) de diferentes muestras de combustible mostró menos emisiones de CO de combustibles mezclados con biodiésel.

La cantidad de concentración de CO_2 mostró una tendencia creciente en las emisiones de escape con respecto al aumento de la cantidad de biodiésel en la mezcla de combustible, convirtiendo más CO en CO_2 . Las emisiones de NO_x fueron más altas con una relación creciente de combustible biodiésel con el diésel mineral. Los resultados indicaron que B10 tiene un rendimiento más cercano del motor con el diésel mineral, esto se debe principalmente

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Universidad NED de Ingeniería y Tecnología, Karachi, Pakistán por proporcionar las instalaciones del laboratorio. Además, hacen un agradecimiento especial al Instituto de Investigación de la Zona árida (Consejo de Investigación Agrícola de Pakistán, Umerkot, Pakistán) por proporcionar el aceite de semilla vegetal Jatropha curcas para llevar a cabo el trabajo experimental. Los autores también agradecen al Instituto de Ingeniería Química y Tecnología, Universidad del Punjab, Lahore, Pakistán por el análisis GC-MS de aceites de semillas vegetales.

Referencias

Ahmed, M. y col. (2015). «Biernat, Biofuels - Status and Perspective». En: Intech. Cap. Pros-

- pects for the Production of Biodiesel in Pakistan, págs. 1-25.
- Ali, M. (2016). *Biological process- fuel*. December 15, 2019, The News. URL: <https://bit.ly/3fL03uB>.
- Ali, M., B. Naqvi e I. Watson (2018). «Possibility of converting indigenous *Salvadora persica* L. seed oil into biodiesel in Pakistan». En: *International Journal of Green Energy* 15.7, 427-435. Online:<https://bit.ly/3kF2uTc>.
- Ali, M. y A. Shaikh (2012). «Emission testing of jatropha and pongamia mixed biodiesel fuel in a diesel engine». En: *NED University Journal of Research Thematic Issue on Energy*, 43-52. Online:<https://bit.ly/33WgamR>.
- Aransiola, E. y col. (2019). «Azad, Advances in Eco-Fuels for a Sustainable Environment». En: London: Woodhead Publishing. Cap. Prospective ecofuel feedstocks for sustainable production. Págs. 43-87.
- Arunkumar, M. y col. (2018). «Performance study of a diesel engine with exhaust gas recirculation (EGR) system fuelled with palm biodiesel». En: *International Journal of Thermal Engineering* 6, 1-9. Online:<https://bit.ly/2DRVUrm>.
- Berchmans, H. y S. Hirata (2008). «Biodiesel production from crude *Jatropha curcas* L. seed oil with a high content of free fatty acids». En: *Bioresourcetechnology* 99.6, 1716-1721. Online:<https://bit.ly/3gN9r1W>.
- Calder, J., M. Roy y W. Wang (2018). «Performance and emissions of a diesel engine fueled by biodiesel-diesel blends with recycled expanded polystyrene and fuel stabilizing additive». En: *Energy* 149, 204-212. Online:<https://bit.ly/3kGYe5m>.
- Chakrabarti, M. y M. Ali (2008). «Engine emissions testing of indigenous biodiesel/diesel fuel blends in Pakistan». En: *NED Univ. J. Res* 5.2, 1-9. Online:<https://bit.ly/3agMEci>.
- (2009). «Performance of compression ignition engine with Indigenous castor oil bio diesel in Pakistan». En: *NED university Journal of research* 6.1, 10-20. Online:<https://bit.ly/2Cowdyo>.
- Chauhan, S. y A. Shukla (2011). «Environmental Impacts of Production of Biodiesel and Its Use in Transportation Sector». En: Croatia: In-Tech. Cap. Environmental Impact of Biofuels, págs. 1-13.
- Climate Change Indicators (2015). *Climate Change Indicators: Greenhouse Gases*. Retrieved May 30, 2020. EPA. URL: <https://bit.ly/33Q426H>.
- DAWN (2019). *High Speed Diesel (HSD) sales to 6.764 m tonnes*. Retrieved May 30, 2020. Dawn Newspaper. URL: <https://bit.ly/3itfJEu>.
- Dincer, K. (2008). «Lower emissions from biodiesel combustion». En: *Energy Sources, Part A* 30.10, 963-968. Online:<https://bit.ly/3kE8RG1>.
- Hassan, M. H. y M. A. Kalam (2013). «An overview of biofuel as a renewable energy source: development and challenges». En: *Procedia Engineering* 56.39, 53. Online:<https://bit.ly/2POTlni>.
- Mall, A. P. (2015). «Performance and Emission Testing of Neem Oil Methyl Ester (Biodiesel)». En: *Internal Combustion Engine. International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology* 4.11, 11101-11111. Online:<https://bit.ly/31LRoD5>.
- Nair, Jayashri, Ajay K. Kaviti y Arun K. Daram (2017). «Analysis of performance and emission on compression ignition engine fuelled with blends of neem biodiesel». En: *Egyptian Journal of Petroleum* 26.4, 927-931. Online:<https://bit.ly/3alfYyH>.
- Pervaz, M. A. (2018). *Pakistan Energy Yearbook 2017*. Inf. téc. Islamabad: Ministry of Energy (Petroleum Division), Hydrocarbon Development Institute of Pakistan.
- Qamar, M. y col. (2020). «Techno-spatial assessment of waste cooking oil for biodiesel production in Pakistan». En: *SN Applied Sciences* 2, 1-16. Online:<https://bit.ly/2FkmH0h>.
- Rao, T., G. Rao y K. Reddy (2008). «Experimental investigation of pongamia, jatropha and neem methyl esters as biodiesel on CI engine». En: *Jordan Journal of Mechanical and Industrial Engineering* 2.2, 117-122. Online:<https://bit.ly/3gVko87>.
- Yuosafzai, F. (2018). *7000MW shortfall triggers extra unscheduled loadshedding*. February 2019. URL: <https://bit.ly/31QHTvW>.



ESTRATEGIAS DE MITIGACIÓN DE CO₂ A PARTIR DE LA RESPIRACIÓN DEL SUELO

CO₂ MITIGATION STRATEGIES BASED ON SOIL RESPIRATION

Leticia Citlaly López-Teloxa^{1*}  y Alejandro Ismael Monterroso-Rivas² 

¹ Departamento de Fitotecnia, Universidad Autónoma de Chapingo. Km 38.5 carretera México-Texcoco, Chapingo, 56230, Estado de México, México.

² Departamento de Suelos, Universidad Autónoma de Chapingo. Km 38.5 carretera México-Texcoco, Chapingo, 56230, Estado de México, México.

*Autor para correspondencia: citlaly_lo@hotmail.com

Manuscrito recibido el 19 de marzo de 2020. Aceptado, tras revisión, el 16 de mayo de 2020. Publicado el 1 de septiembre de 2020.

Resumen

El suelo, además de almacenar es fuente de CO₂ a la atmósfera emitido por la respiración del suelo, principalmente por factores bióticos y abióticos, así como del manejo del suelo. El objetivo de la investigación fue evaluar la respiración del suelo en diferentes usos y cuantificar las emisiones de CO₂ en dos momentos diferentes del año, así como estimar el almacén de este para hacer un balance que permita establecer estrategias que ayuden con la mitigación del cambio climático. Mediante una cámara dinámica cerrada colocada en el suelo e integrada con un analizador de gas infrarrojo se midió la emisión de CO₂ cada 30 min, así como la temperatura y la humedad del suelo con sensores. Se analizaron tres usos del suelo (agroforestal, forestal y agrícola) y dos temporadas del año (verano e invierno) durante 24 horas continuas en cada sitio. Se encontró que existe correlación positiva entre la temperatura ambiental y la respiración del suelo. El sistema agrícola almacena bajo contenido de carbono en el suelo (50,31 t C ha⁻¹) y libera hasta 9,28 t de C ha⁻¹ en la temporada de mayor temperatura, en contraste con un sistema natural que emite 3,98 t de C ha⁻¹ y almacena 198,90 t de C ha⁻¹. El balance refleja la necesidad de conocer las emisiones de CO₂ a la atmósfera por los suelos y no sólo los almacenes. Contar con soporte científico desde la respiración del suelo a la atmósfera es un paso importante para la toma de decisiones que contribuyan a la mitigación del cambio climático.

Palabras clave: Agrícola, almacén de C, cambio de uso de suelo, agroforestería, forestal.

Abstract

Soil, in addition to storing, provides CO₂ to the atmosphere emitted by soil respiration, mainly due to biotic and abiotic factors, as well as soil management. The objective of the research was to evaluate soil respiration in different uses and quantify its CO₂ emissions at two different times of the year, as well as estimate its storage to make a balance to

establish strategies that allow with the climate change mitigation. The CO₂ emission was measured every 30 min by using a closed dynamic chamber placed on the soil and integrated with an infrared gas analyzer, as well as temperature and moisture of the soil with sensors. Three land uses (agroforestry, forestry and agricultural) and two seasons of the year (summer and winter) were analyzed for 24 continuous hours at each site. Positive correlation between environmental temperature and soil respiration was found. The agricultural system stores low carbon content in the soil (50.31 t C ha⁻¹) and emits 9.28 t of C ha⁻¹ in the highest temperature season, in contrast to a natural system that emits 3.98 t of C ha⁻¹ and stores 198.90 t of C ha⁻¹. The balance sheet reflects the need to know CO₂ emissions to the atmosphere from soils and not just storages. Having scientific support from the ground to the atmosphere is an important step in decision-making that will contribute to climate change mitigation.

Keywords: Agricultural, C storage, land use change, agroforestry, forestry.

Forma sugerida de citar: López-Teloxa, L. y Monterroso-Rivas, A. (2020). Estrategias de mitigación de CO₂ a partir de la respiración del suelo. La Granja: Revista de Ciencias de la Vida. Vol. 32(2):30-41. <http://doi.org/10.17163/lgr.n32.2020.03>.

IDs Orcid:

Leticia Citlaly López-Teloxa: <http://orcid.org/0000-0002-0258-325X>

Alejandro Ismael Monterroso-Rivas: <http://orcid.org/0000-0003-4348-8918>

1 Introducción

El suelo puede actuar como fuente y sumidero de dióxido de carbono (CO_2) atmosférico (Sainju, Jabro y Stevens, 2008). El constante aumento de CO_2 a la atmósfera es el principal factor del cambio climático, así como el incremento de las temperaturas y cambio de los patrones de precipitación (Liebermann y col., 2020). Una de las principales fuentes de emisiones de CO_2 es el suelo, también conocido como respiración del suelo (Rs), que además es uno de los componentes cruciales dentro del ciclo del carbono en ecosistemas terrestres (Murcia-Rodríguez y Ochoa-Reyes, 2008). Es bien sabido que pequeños cambios en la Rs pueden influir en la concentración del carbono atmosférico y en el balance calórico (Kane y col., 2005; Murcia-Rodríguez y Ochoa-Reyes, 2008). Comprender bien la Rs es un paso importante, ya que contribuye a determinar si un ecosistema se comporta como fuente de carbono o sumidero de CO_2 (Burbano, 2018; Singh y col., 2015.). Desafortunadamente, el cambio de uso de suelo que se define como el cambio de cobertura del suelo a otro uso, y los cambios en las prácticas de manejo pueden tener relaciones importantes del balance de C, que es un importante precursor del incremento de la Rs (Francioni y col., 2019; Wang y col., 2013).

En México, (SEMARNAT-INECC, 2018), reportan durante el periodo de 1990 a 2015 el incremento de CO_2 que fue de 208 %, mientras que, para el año 2015 la emisión neta ascendió a 503 473,80 Gg de CO_2 , de los cuales 11 340 Gg corresponden a la deforestación para nuevas tierras de cultivo. A pesar de que los procesos del suelo cumplen un papel fundamental en los flujos de carbono en los ecosistemas, aún hay poca información sobre la dinámica de la respiración del suelo. Es necesario entender los impactos de los cambios ambientales en los ecosistemas e identificar los factores que controlan las emisiones de CO_2 desde el suelo y sus efectos en las tasas de emisión (Ramírez y Moreno, 2008). La determinación de la Rs puede contribuir a desarrollar mejores herramientas de mitigación; además, provee información detallada para fomentar cobeneficios entre estrategias de mitigación y adaptación al cambio climático, teniendo como base el manejo y conservación del suelo (Serrano, Nuñez y Valleter, 2017).

Por ejemplo, Araújo de Santos y col. (2019) reportaron que un monocultivo de maíz emite $0,99 \mu\text{mol } CO_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ y maíz intercalado con frijol $1,00 \mu\text{mol } CO_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Aunado a esto, la aplicación de diferentes tipos y concentraciones de fertilizante influyen en la Rs (Chi y col., 2020). El manejo del suelo influye en la Rs, ya que de acuerdo con Sándor y col. (2020), los métodos convencionales de arado favorecen en el incremento de la Rs. A su vez, Costa y col. (2018) evaluaron la respiración del suelo en un bosque preservado y SAF de cacao con y sin manejo, encontrando que el primero emite $45,03 \text{ mg } CO_2\text{-C } m^{-2} \text{ h}^{-1}$, mientras que SAF sin manejo emite hasta $125 \text{ mg } CO_2\text{-C } m^{-2} \text{ h}^{-1}$ y con manejo $41,8 \text{ mg } CO_2\text{-C } m^{-2} \text{ h}^{-1}$. Por otro lado, en un bosque de pino (*Pinus palustris* Mill.) se evaluó la Rs anual en rodales de diferentes edades entre 5 y 21 años, $12,0 \text{ Mg C } ha^{-1}$ y $13,9 \text{ Mg C } ha^{-1}$, respectivamente (ArchMiller y Samuelson, 2016). Así como también Tang y col. (2006) reportaron la Rs en diferentes bosques de hoja ancha, mixto y de pino, $450,5 \pm 22,3$; $381,8 \pm 18,2$ y $250,9 \pm 20,2 \text{ mg } CO_2\text{-C } m^{-2} \text{ h}^{-1}$, respectivamente, donde además reportan que se correlacionó con la temperatura y la humedad del suelo. Es decir que la Rs puede predecirse en combinación con la temperatura del suelo y el contenido de agua; y que según la ubicación del sitio de muestreo, los efectos de la Ts y Hs en la respiración del suelo variarán (Zhao y col., 2013).

Por lo anterior, el objetivo del presente trabajo fue evaluar la respiración del suelo en diferentes usos y cuantificar las emisiones de CO_2 en dos diferentes momentos del año, así como estimar el almacén de carbono para establecer balances que permitan formular estrategias que contribuyan a la mitigación del cambio climático.

2 Materiales y métodos

2.1 Descripción del sitio

2.1.1 Sistemas agroforestal y agrícola

Ambos sistemas cubren una superficie de 0,05 ha ($10 \times 50 \text{ m}$) y se ubican entre las coordenadas $19^\circ 49'N$ y $98^\circ 89'O$. Se ubican a 2250 msnm en un clima predominante templado subhúmedo con lluvias en verano, con temperatura media anual de $16,4^\circ C$ y precipitación promedio anual de 618 mm. Los suelos son de tipo Vertisoles. Los sistemas forman

parte de una granja que integra diversas tecnologías que permiten la producción orgánica y agroecológica de hortalizas, frutales y carne, como pescado, conejo y borrego desde hace aproximadamente 20 años.

El sistema agroforestal (SAF) consiste en tecnología de cultivo en callejones con árboles frutales de *Prunus persica* (durazno), *Pyrus communis* (peras) y *Malus domestica* (manzanas) en el porte arbóreo. La separación entre árbol y árbol es de 2.5 m. Anualmente se siembran hortalizas intercaladas (*Beta vulgaris* sp. (acelga), *Lactuca sativa* (lechuga) y *Cucurbita pepo* (calabaza), *Ruta graveolens* (ruda) y *Avena sativa* (para pastoreo). Por otra parte, el sistema agrícola de monocultivo (SAM) consiste en maíz (*Zea mays*) sembrado en surcos y con sistema de riego. Para el inicio del ciclo de cultivo el suelo es labrado y periódicamente se deshierba de manera manual.

2.1.2 Sistema forestal templado

El sistema forestal templado (SFT) cubre una superficie de 1640,48 ha, se ubica entre las coordenadas 19°15'N y 98°37'O (Chávez-Salcedo y col., 2018). Los climas dominantes son en las partes de mayor altitud semifríos y circunscribiendo a éstos el clima es templado, la precipitación media anual va desde 800 mm hasta 1200 mm, la temperatura media anual va desde los 6°C en las zonas de mayor altitud hasta los 14°C (Lomas-Barrié, Terrazas-Domínguez y Maga, 2005). La vegetación se caracteriza por bosques templados, siendo el bosque de pino el de mayor extensión (Lomas-Barrié, Terrazas-Domínguez y Maga, 2005).

2.2 Respiración del suelo

La Rs se midió con un equipo portátil 8100A LICOR y dos cámaras, una fija y una de tomas rápidas (LICOR Biosciences, 2015). Las cámaras son cerradas de 20 cm de diámetro que se colocan sobre collares de PVC insertados en el suelo con al menos 24 horas de anticipación y a 3 cm de profundidad («Diseño de calibración para cuantificar emisiones de CO₂ (respiración) en suelos durante intervalos horarios diurnos.»). El diseño experimental consistió en instalar dos cámaras separadas a 5 m entre sí para lograr dos observaciones simultáneas cada media hora. El equipo 8100A LICOR monitorea los cambios en la concentración de CO₂ a lo largo del

tiempo dentro de la cámara a través de espectroscopía de absorción óptica en la región infrarroja (analyzer de gas infrarrojo IRGA). La cámara mide durante 90 segundos la concentración de CO₂, de los cuales los primeros 30 segundos son de banda muerta para estabilizar y no son considerados.

El CO₂ atmosférico acumulado en la cámara se mide como flujo de CO₂ en micromoles por metro cuadrado por segundo ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) de aire seco, que posteriormente son convertidos a gramos por hora ($\text{g CO}_2 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$). El flujo de CO₂ reportado es el resultado de la emisión del suelo por respiración autotrófica (raíces de plantas) y heterotrófica (microorganismos) (Moitinho y col., 2015). La cámara cuenta con sensores (modelo p/n8150-203 Soil Temperature Probe y 8100-204 Theta Soil Moisture Probe suelo) que permiten además registrar temperatura y humedad del suelo (Ts y Hs, respectivamente).

2.3 Carbono orgánico almacenado

Para determinar el carbono orgánico del suelo (COS) se analizaron un total de 9 muestras de suelo para cada uno de los 3 sitios, teniendo un total de 27 por temporada. Cada muestra se recolectó por el método de muestras inalteradas a tres profundidades, 0-10, 10-20 y 20-30 cm con una barrena compuesta por dos anillos de radio 2,6 cm y una altura de 2,9 cm, por lo que el volumen de suelo calculado por cada anillo es de 63,98 cm³ (Etchevers Barra y col., 2005). Las muestras recogidas se secaron a temperatura ambiente y se tamizaron con un tamiz de 100 mm. Para obtener la DAP se pesó la muestra de suelo completa (seca) y se separaron y pesaron piedras y raíces. El porcentaje de carbono orgánico fue determinado con un analizador de carbono orgánico total (TOC-V, Shimadzu Labs) equipado con un módulo de muestras sólidas (modelo SSM-5000, Shimadzu Labs).

2.4 Diseño experimental

La Rs se determinó en tres usos del suelo (SFT, SAF y SAM) en dos temporadas del año, verano e invierno. La Rs se determinó durante 24 horas en cada sitio, teniendo así 3 sitios, 144 h y 576 mediciones por temporada. Registros meteorológicos diarios [temperatura ambiental (Tamb) y precipitación (Prec)] se obtuvieron con una estación meteorológica portátil (La Crosse Technology Mod. C86234)

colocada a 1,5 m de altura y a 1 m de distancia de la cámara de medición y toma de muestras. Además, los datos se corroboraron con estaciones meteorológicas cercanas a los sitios de muestreo: Estación Chapingo y Estación Ávila Camacho operada por el Organismo de Cuenca Aguas del Valle de México (OCAVM) y Estación Altzomoni operada por Sistema Monitoreo Nacional (<https://smn.cna.gob.mx/es/estaciones-meteorologicas-automatizadas-3>), del Edo. de México.

2.5 Análisis estadístico

El análisis estadístico fue para 2 momentos: 1) El análisis de varianza (ANDEVA) y la prueba de Tukey se utilizaron para identificar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) en los valores de respiración, temperatura y humedad del suelo entre las dos temporadas y los tres usos del suelo. Para obtener mayor veracidad y reducir los posibles errores los datos primero se estandarizaron. 2) Se utilizó el análisis de correlación Pearson para identificar la correlación entre la respiración del suelo de los tres usos del suelo y las variables climáticas (Ts, Hs, Tamb y Prec).

3 Resultados

3.1 Descripción del sitio

La Rs en los tres usos del suelo y ambas temporadas se presentan en la figura 1. La Rs en el SFT fluctúa de 0,20 a 0,40 $g\ CO_2\ m^{-2}\ h^{-1}$, en el SAF de 0,41 a 0,61 $g\ CO_2\ m^{-2}\ h^{-1}$ y SAM de 0,67 a 0,99 $g\ CO_2\ m^{-2}\ h^{-1}$ en la temporada de verano. Se observan incrementos a las 08:00 horas, alcanzando máximos entre las 13:00 y 15:00 horas. La Rs en el SAM es un 35% mayor comparada con el SAF. La Rs en un sistema natural como el SFT es 50% menor comparada con un manejo agrícola, ya que esto se debe, principalmente, a la mineralización del carbono orgánico en el suelo que aumenta su tasa de descomposición por la labranza y la estructura del suelo se altera, incrementando la difusividad del CO_2 como lo reporta Baah-Acheamfour y col. (2016).

Por otro lado, durante la temporada de invierno, el SFT fluctúa de 0,15 a 0,24 $g\ CO_2\ m^{-2}\ h^{-1}$, en el SAF fluctúa de 0,19 a 0,62 $g\ CO_2\ m^{-2}\ h^{-1}$ y en el SAM 0,23 a 0,60 $g\ CO_2\ m^{-2}\ h^{-1}$. La Rs en sistemas naturales

se debe principalmente a la acción conjunta de factores bióticos y abióticos como son: tipo y edad de la vegetación, tipo de suelo y variaciones climáticas (Hu y col., 2018).

En lo que se refiere a temperatura y humedad, Oertel y col. (2016) mencionan que varían significativamente con la profundidad y las características del sitio, por ejemplo, la exposición a la luz, la sombra y el viento. Durante la temporada de verano, en los SAF y SAM la temperatura ambiental presentó variación de 13,5 a 23,9°C y cero milímetros de lluvia reportados. Mientras que en el bosque la variación fue de 6,9 a 13,3°C y 2,6 mm de lluvia a lo largo del día. Los SAF y SAM presentan valores y comportamientos similares en Ts a lo largo de la temporada de 15,7 a 24,8°C y 15,3 a 23,5°C, respectivamente, con máximos entre las 12:00 y 14:00 horas, que es cuando la respiración presenta sus puntos máximos. Por otro lado, en el SFT la Ts varió de 8,12 a 11,97°C. En los que respecta a la Hs, en el SAF varió de 0,16 a 0,20 $m^3\ m^{-3}$, mientras que la humedad en los SAM y SFT son similares, 0,36 a 0,40 $m^3\ m^{-3}$ y 0,37 a 0,53 $m^3\ m^{-3}$, respectivamente. En el SAM el incremento de Hs se debe principalmente a que el sistema es de riego, el cual se lleva a cabo todos los días en un horario de 10:00 a 12:00 horas.

Durante la temporada de invierno, como es de esperarse, los valores de temperatura ambiental son menores en los SAF y SAM, la temperatura ambiental varió de 3,4 a 23,9°C y cero milímetros de lluvia. Mientras que en el SFT la temperatura osciló de 2,2 a 13,3°C y 1 mm de lluvia a lo largo del día. Los SAF y SAM presentan valores y comportamientos similares en la Ts a lo largo de día de 3,1 a 20,3°C y 2,6 a 20,6°C, respectivamente, con máximos entre las 13:00 y 14:00 horas. A diferencia de la primera temporada, el SAF y SFT los registros de humedad son similares 0,25 a 0,27 $m^3\ m^{-3}$ y 0,22 a 0,23 $m^3\ m^{-3}$, respectivamente. Debido a un periodo de barbecho en el SAM la Hs presentó los valores más bajos registrados de 0,15 a 0,16 $m^3\ m^{-3}$, aunado al hecho de la falta de precipitación durante el periodo evaluado. En cultivos agrícolas, la Rs se correlaciona con características físicas del suelo, la temperatura y humedad del suelo (Araújo de Santos y col., 2019).

La respiración del suelo presentó mayores emisiones en los periodos de mayor temperatura, por lo que se puede asegurar que está mayormente co-

rrrelacionada con ésta (figura 1). Por otro lado, a causa del riego en un suelo seco se incrementa la Rs al aumentar las actividades microbianas (Sainju, Jabro y Stevens, 2008). En cuanto al COS, se encontraron concentraciones de 198,9; 89,97 y 58,55 t ha⁻¹ para SFT, SAF y SAM, respectivamente, para la temporada de verano, mientras que para la siguiente temporada los dos casos primeros disminuyeron su

concentración a 171,36 y 76,50 t ha⁻¹, mientras que SAM aumentó a 65 t ha⁻¹. Sin embargo, de manera general se presenta el siguiente orden de concentración tanto para el verano como para el invierno SAM > SAF > SFT, similar a lo reportado por López-Teloxa y col. (2017), quienes aseguran que el uso y manejo del suelo influye considerablemente en el contenido de COS.

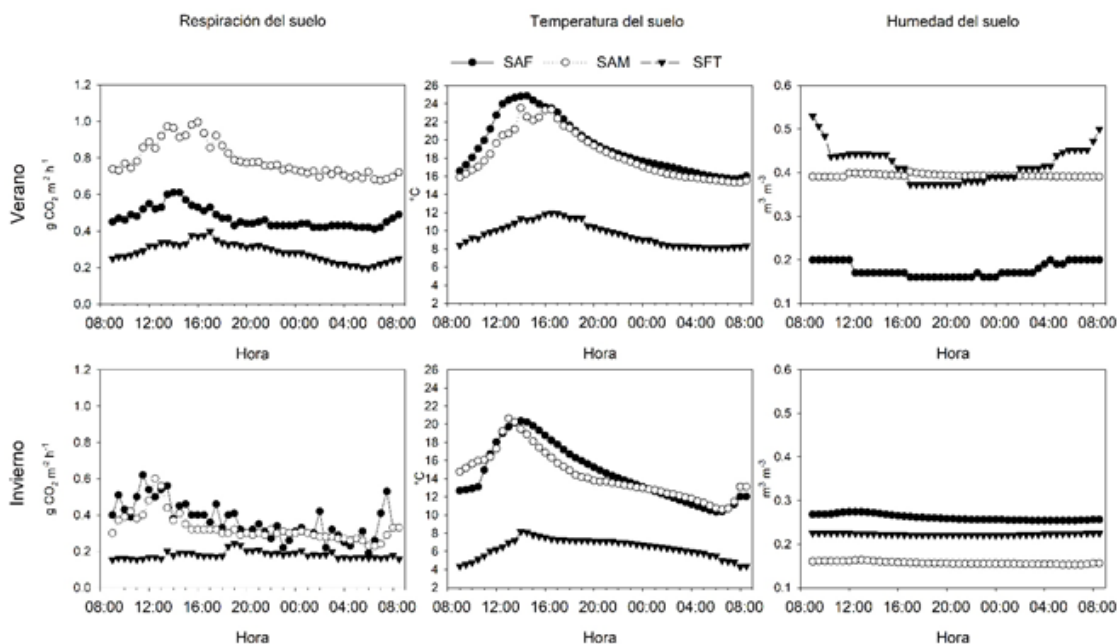


Figura 1. Variación de Rs, Ts y Hs a lo largo del día en Verano e Invierno.

3.2 Análisis estadístico

La Tabla 1 resume los valores promedio de Rs, COS, Ts y Hs por estación de muestreo (verano e invierno) y usos del suelo (SFT, SAF y SAM). Los ANDEVA se realizaron siguiendo los tres factores del protocolo de muestreo para determinar la variabilidad de los parámetros del suelo entre los factores (temporada, uso de la tierra y hora de muestreo) del sitio considerado (Tabla 2). En los valores de Rs y Ts se observan diferencias significativas en temporada, uso de la tierra y hora de muestreo, así como entre sus interacciones. Es decir, la variación de la temperatura ambiental en cada temporada y el transcurso del día, así como la perturbación del suelo debido a los diferentes usos influyen considerablemente en la Rs y Ts (Baah-Acheamfour y col., 2016; Murcia-Rodríguez y Ochoa-Reyes, 2008). Au-

nado a lo anterior, las prácticas de gestión afectan considerablemente la Rs (Sainju y col., 2014). A pesar del hecho de que las condiciones ambientales como la temperatura y la precipitación normalmente tienen una influencia dominante en la cantidad de COS en el suelo (López-Teloxa y col., 2017), no se observaron diferencias estadísticas según las temporadas de muestreo ($p = 0.40$), pero sí se observan de acuerdo a los usos ($p < 0.05$). Las temporadas de muestreo, usos del suelo, hora de medición y la interacción temporada con uso del suelo influyen en la variación de la Hs ($p < 0.05$).

Diversos estudios han demostrado que existe correlación con la Rs y variables ambientales así como con su efecto combinado (Figura 2) (Murcia-Rodríguez, Ochoa-Reyes y Poveda-Gómez, 2012;

Ramírez y Moreno, 2008). Como es el caso SAF y SAM, en donde la T_s y T_{amb} presentan alta correlación positiva en la R_s ($p < 0,05$), pero presenta evidencia no concluyente sobre la significancia en SFT ($p > 0,05$). Además de las bajas temperaturas en el SFT, el sistema se encuentra conservado y con poca o nula perturbación del suelo a diferencia del SAF y SAM. Por otro lado, la H_s presenta correlación positiva en SAM y SFT, esto concuerda con otros estudios, donde se reportó que los valores de la R_s aumenta después de eventos de precipitación o riego (La Scala y col., 2001; Moitinho y col., 2015; Pannoso y col., 2009), mientras que para SAF es negativa para los tres casos $p < 0,05$. La relación entre temperatura y contenido de humedad con la R_s resulta en interacciones complejas que dependen de la limitación relativa de estas dos variables sobre la actividad microbiana y de raíces, así como sobre la difusión de gases (Ramírez y Moreno, 2008). Dado

que no se reportaron datos de precipitación durante los muestreos en SAF y SAM para ambas temporadas, la correlación de Pearson es nula. Mientras que en el SFT la correlación es positiva con la precipitación ($p < 0,05$). El COS influye de manera negativa, es decir, que disminuye al incrementar la R_s , esto ocurre para los SAF y SFT, mientras que es positiva para SAM, este último podría deberse al ingreso de fertilizantes o al manejo del sitio (Sainju, Jabro y Stevens, 2008). En resumen, la R_s esta mayormente influenciada por variables climáticas tanto del ambiente como del suelo, siendo la temperatura del suelo de mayor influencia (Mukumbuta, Shimizu y Hatano, 2019), lo que concuerda con lo mencionado por ArchMiller y Samuelson (2016) y Han, Shi y Jin (2018) y Wang y col. (2013), la R_s incrementa exponencialmente con el aumento de la T_s .

Tabla 1. Respiración y almacenes de CO_2 por uso de suelo y temporada del año.

USO DEL SUELO	TEMPORADA	R_s $g\ m^{-2}\ h^{-1}$	COS $t\ ha^{-1}$	T_s $^{\circ}C$	H_s $m^3\ m^{-3}$
SFT	Verano	$0,29 \pm 0,05a$	$198,9 \pm 31,4a$	$9,65 \pm 1,30a$	$0,42 \pm 0,04a$
	Invierno	$0,18 \pm 0,02b$	$171,36 \pm 19,7a$	$6,36 \pm 1,04b$	$0,22 \pm 0,00b$
SAF	Verano	$0,47 \pm 0,05a$	$86,97 \pm 7,96a$	$19,32 \pm 3,05a$	$0,18 \pm 0,01a$
	Invierno	$0,38 \pm 0,11b$	$76,5 \pm 7,78a$	$14,60 \pm 3,14b$	$0,26 \pm 0,007b$
SAM	Verano	$0,79 \pm 0,09a$	$58,55 \pm 11,65a$	$18,34 \pm 2,61a$	$0,39 \pm 0,002a$
	Invierno	$0,32 \pm 0,07b$	$65,00 \pm 14,1a$	$14,40 \pm 2,64b$	$0,16 \pm 0,003b$

Letras a y b indican diferencias significativas (prueba de Tukey).

SFT= Sistema forestal templado, SAF= Sistema agroforestal, SAM= Sistema agrícola de monocultivo.

4 Discusión

Como se esperaba en un bosque, se observaron menores emisiones comparadas con un sistema agrícola de hasta un 50% menos. Datos similares a lo encontrado por Campos (2014), reportan que en un bosque nuboso se emiten hasta $89,6\ mg\ C\ m^2\ h^{-1}$ mientras que en un sistema agrícola con rotación de maíz-papa-maíz emiten $128,1\ mg\ C\ m^2\ h^{-1}$. Respecto a las diferencias entre verano e invierno encontramos un comportamiento similar, aunque el SAM reduce su emisión a nivel semejante al SAF, pero conserva la tendencia de ser más emisor. Ya que los sistemas alterados presentan mayor emisión de CO_2 especialmente en los meses de verano (Abdalla y col., 2018). Los resultados de la presente

investigación resaltan la importancia del análisis de la respiración del suelo en diferentes usos, con la finalidad de ofrecer sistemas multifuncionales que garanticen la seguridad alimentaria y diversidad de beneficios ambientales.

Las prácticas de uso y manejo del suelo pueden afectar la emisión de CO_2 a la atmósfera al modificar la temperatura y el contenido de agua del suelo (Baah-Acheamfour y col., 2016). Una práctica comúnmente utilizada en sistemas agrícolas es la labranza, la cual puede secar el suelo y, por lo tanto, incrementar la temperatura debido a la perturbación del suelo y disminución de residuos en la superficie de este. Lo que concuerda con lo encontrado por Nouchi y Yonemura (2005), en donde en

Tabla 2. Valores p resultantes del análisis de varianza multivariante a un nivel de confianza del 95 %.

Factor	Variable			
	Rs	COS	Ts	Hs
Temporada	0,00	0,40	0,00	0,00
Uso de suelo	0,00	0,00	0,00	0,00
Hora de medición	0,00	N.D.	0,00	0,04
Temporada * Uso de suelo	0,00	0,49	0,00	0,00
Temporada * Hora de medición	0,00	N.D.	0,00	1,00
Uso de suelo * Hora de medición	0,01	N.D.	0,00	0,92

un arrozal con labranza la emisión anual es de 2845 g CO₂ m⁻² por año mientras que sin labranza es de 2198 g CO₂ m⁻² por año.

Los resultados aquí obtenidos muestran que existe correlación positiva entre la temperatura ambiental y emisiones de CO₂ o Rs, lo que concuerda con lo mencionado por Wang y col. (2013), quienes

aseguran que la Rs es menor a temperaturas bajas. Por otro lado, el riego en suelos que han permanecido durante largo periodo de tiempo expuestos directamente a los rayos del sol incrementa la Rs, esto se debe a la respiración microbiana que se encuentra limitada por el estrés hídrico (Curtin y col., 2000).

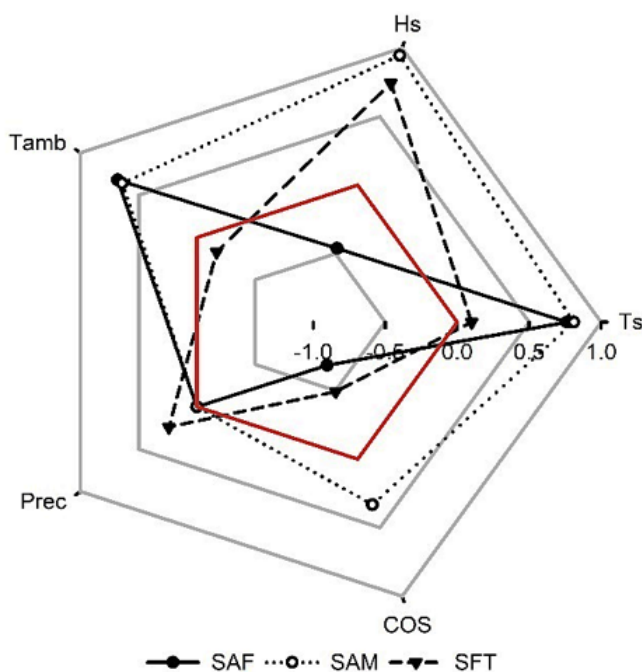


Figura 2. Correlación con variables ambientales y COS de acuerdo con la Rs. Nota: Variables cercanas a la línea roja no presentan correlación.

El sistema y tipo de cultivo, como es el caso del SAF y SAM, presentan diferencias en cuanto a la Rs, Ts y Hs, ya que existe mayor cobertura del suelo en un SAF que en un monocultivo, además de los periodos en barbecho que afectan la intensidad de la sombra y la evapotranspiración (Sainju, Jabro y Stevens, 2008). Las prácticas de manejo, como la labranza, pueden aumentar la emisión de CO_2 del suelo al alterar los agregados del suelo, reducir residuos de vegetales y oxidar el C orgánico del suelo más del 47% en 5 años, mientras que las prácticas de labranza cero puede reducir la intensidad del cultivo y aumentar el COS (Patiño-Zúñiga y col., 2009). Esta es una limitante de nuestros resultados pero que enmarcan el trabajo de investigación futura para afinar los estudios de respiración en diferentes usos y manejos del suelo.

En lo que se refiere a los almacenes de carbono el comportamiento es como se esperaba, el SFT conserva más que el SAM, mientras que por temporadas no se observan diferencias. Similar a lo encontrado por López-Teloxa y col. (2017) donde la concentración de COS es mayor en un bosque con vegetación secundaria en contraste con agricultura de temporal, 28,44 y 20,42 $t\ ha^{-1}$, respectivamente. Una vez que se cuantificó la emisión y el almacenamiento de C se planteó un balance (Tabla 3). Como lo encontrado por Mukumbuta, Shimizu y Hatano (2019) en un pastizal, reportando un balance de 1,2 $t\ C\ ha^{-1}$ (COS de 8 $t\ C\ ha^{-1}$ y Rs de 6,8 $t\ C\ ha^{-1}$).

Un factor importante que ayuda a comprender el balance integral de C de un agroecosistema es la estrecha relación entre la Rs y COS (Alberti y col.,

2010). Es claro que un sistema agrícola conserva menores cantidades de carbono en el suelo, liberando hasta 9,28 $t\ de\ C\ ha^{-1}$ en la temporada de mayor temperatura, en contraste con un sistema natural (3,98 $t\ de\ C\ ha^{-1}$), por lo que los sistemas agroforestales son un punto intermedio que permiten asegurar la alimentación, pero a la vez conservar en lo más posible el suelo (Tabla 3), que de acuerdo a diversos autores como Baah-Acheamfour y col. (2016) y Kwak y col. (2019) es una práctica de uso del suelo que además de introducir árboles y arbustos a las tierras de cultivo o al ganado, ayuda a mitigar potencialmente las emisiones de CO_2 de los sistemas agrícolas.

Por último, los resultados de esta investigación abonan a los estudios de cambio climático sobre los suelos. Cabe recordar que según el IPCC (2013), el aumento de la temperatura es inequívoco y se espera de manera global un incremento de la temperatura en todo el planeta (UNFCCC, 2015). Frente a este panorama, el suelo puede contribuir a la mitigación del cambio climático en la medida en que se sistematice el uso del suelo y se conserve el carbono orgánico del mismo (Burbano, 2018) adecuando las prácticas de manejo y riego en diferentes temporadas del año (Francioni y col., 2019; Chi y col., 2020). Las acciones realizadas y adaptadas a cada sistema ofrecen soluciones beneficiosas para enfrentar múltiples desafíos ambientales y sociales (Tschora y Cherubini, 2020). Así, los siguientes estudios deberán enfocarse en las diferentes prácticas de manejo del suelo, temporadas del año y ciclos de cultivo, con la finalidad de comprender con mayor detalle el balance de la Rs y COS.

Tabla 3. Balance del carbono emitido y almacenado del suelo.

USO DEL SUELO	TEMPORADA	C emitido $t\ ha^{-1}$	C almacenado $t\ ha^{-1}$			
			Profundidad (cm)			Total
			0 - 10	10 - 20	20 - 30	
SFT	Verano	3,98	77,21	64,54	57,14	198,90
	Invierno	1,91	66,59	58,30	46,46	171,36
SAF	Verano	5,55	29,24	28,74	23,36	81,34
	Invierno	4,36	25,88	24,41	20,85	71,14
SAM	Verano	9,28	14,94	14,99	20,39	50,31
	Invierno	3,86	21,42	21,32	24,04	66,78

SFT= Sistema forestal templado, SAF= Sistema agroforestal, SAM= Sistema agrícola de monocultivo.

5 Conclusiones

Estudiar la dinámica almacén- emisión de carbono en los ecosistemas terrestres sustenta la comprensión del problema y ayuda en la definición de mejores políticas y programas de atención. El cambio de uso de suelo que incrementa las pérdidas de carbono orgánico del suelo principalmente en forma de CO₂ debe evitarse a la vez que se fomentan coberturas naturales o sistemas de producción agroforestales.

El incremento en la temperatura global ha impactado en el ciclo del carbono, principalmente en su parte edáfica, lo cual se agrava por la deforestación y apertura a nuevas áreas agrícolas. Se considera importante mejorar el conocimiento de diversos sistemas de producción multifuncionales que contribuyan a la disminución de las emisiones de CO₂ e incremento de carbono almacenado en el suelo.

Este estudio permitió evaluar los usos del suelo que más contribuyen a mitigar los efectos del cambio climático con la incorporación de sistemas agroforestales al sistema de producción. Además, la importancia que tiene la cobertura del suelo durante todo el año, ya que los periodos de barbecho pueden ser perjudiciales tanto para el suelo como para la contribución del CO₂ a la atmosfera. Cabe resaltar que los datos obtenidos son los primeros reportados en los sitios evaluados, por lo que es importante continuar las mediciones a lo largo de todo el año para caracterizar el comportamiento en la Rs en los sistemas agroforestales. Contar con soporte científico desde la Rs (emisión del CO₂) a la atmosfera es un paso importante para la toma de decisiones que contribuirá a la mitigación del cambio climático.

Referencias

- Abdalla, K. y col. (2018). «Grassland degradation significantly enhances soil CO₂ emission». En: *Catena* 167, 284-292. Online:https://bit.ly/3kZk6co.
- Alberti, G. y col. (2010). «Changes in CO₂ emissions after crop conversion from continuous maize to alfalfa». En: *Agriculture, Ecosystems and Environment* 136.1-2, 139-147. Online:https://bit.ly/3aFbSkZ.
- Araújo de Santos, G. y col. (2019). «Effects of long-term no-tillage systems with different succession cropping strategies on the variation of soil CO₂ emission». En: *Science of the total environment* 686, 413-424. Online:https://bit.ly/2DZQR8U.
- ArchMiller, A. A. y L. J. Samuelson (2016). «Intra-annual variation of soil respiration across four heterogeneous longleaf pine forests in the southeastern United States». En: *Forest ecology and management* 359, 370-380. Online:https://bit.ly/34dI4uA.
- Baah-Acheamfour, M. y col. (2016). «Forest and grassland cover types reduce net greenhouse gas emissions from agricultural soils». En: *Science of the total Environment* 571, 1115-1127. Online:https://bit.ly/2Q9KYbr.
- Burbano, H. (2018). «El carbono orgánico del suelo y su papel frente al cambio climático». En: *Revista de Ciencias Agrícolas* 35.1, 82-96. Online:https://bit.ly/2QaRNte.
- Campos, A. (2014). «Trends in soil respiration on the eastern slope of the Cofre de Perote Volcano (Mexico): Environmental contributions». En: *Catena* 114, 59-66. Online:https://bit.ly/2Q6e7UY.
- Chávez-Salcedo, L. F. y col. (2018). «Contrasting arthropod communities associated with dwarf mistletoes *Arceuthobium globosum* and *A. vaginatum* and their host *Pinus hartwegii*». En: *Journal of Forestry Research* 29.5, 1351-1364. Online:https://bit.ly/3hexelt.
- Chi, Y. y col. (2020). «Effects of fertilizer types and water quality on carbon dioxide emissions from soil in wheat-maize rotations». En: *Science of The Total Environment* 698, 134010. Online:https://bit.ly/3aDtuxG.
- Costa, E. N. D. y col. (2018). «Soil organic matter and CO₂ fluxes in small tropical watersheds under forest and cacao agroforestry». En: *PloS one* 13.7, e0200550. Online:https://bit.ly/3g7JbhK.
- Curtin, D. y col. (2000). «Tillage effects on carbon fluxes in continuous wheat and fallow-wheat rotations». En: *Soil Science Society of America Journal* 64.6, 2080-2086. Online:https://bit.ly/3j0SJNt.
- Etchevers Barra, J. y col. (2005). *Manual para la determinación de carbono en la parte aérea y subterránea de sistemas de producción en laderas*.
- Francioni, M. y col. (2019). «Seasonal Soil Respiration Dynamics and Carbon-Stock Variations in Mountain Permanent Grasslands Compared to

- Arable Lands». En: *Agriculture* 9.8, 165. Online: <https://bit.ly/3l3IWZZ>.
- Han, M., B. Shi y G. Jin (2018). «Conversion of primary mixed forest into secondary broadleaved forest and coniferous plantations: Effects on temporal dynamics of soil CO₂ efflux». En: *Catena* 162, 157-165. Online: <https://bit.ly/3aEUBbu>.
- Hu, S. y col. (2018). «Soil autotrophic and heterotrophic respiration respond differently to land-use change and variations in environmental factors». En: *Agricultural and Forest Meteorology* 250, 290-298. Online: <https://bit.ly/2EfVHyq>.
- IPCC (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Ed. por T.F. Stocker y col. 1535 pp. Cambridge, United Kingdom y New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Kane, E. S. y col. (2005). «Soil carbon stabilization along climate and stand productivity gradients in black spruce forests of interior Alaska». En: *Canadian Journal of Forest Research* 35.9, 2118-2129. Online: <https://bit.ly/325LJrC>.
- Kwak, J. H. y col. (2019). «Introducing trees to agricultural lands increases greenhouse gas emission during spring thaw in Canadian agroforestry systems». En: *Science of the Total Environment* 652, 800-809. Online: <https://bit.ly/3h8WcJb>.
- La Scala, N. y col. (2001). «Carbon dioxide emissions after application of tillage systems for a dark red latosol in southern Brazil». En: *Soil and Tillage Research* 62.3-4, 163-166. Online: <https://bit.ly/34kzDxx>.
- Liebermann, R. y col. (2020). «Simulating Long-Term Development of Greenhouse Gas Emissions, Plant Biomass, and Soil Moisture of a Temperate Grassland Ecosystem under Elevated Atmospheric CO₂». En: *Agronomy* 10.1, 50. Online: <https://bit.ly/2YhwCdr>.
- Lomas-Barrié, C. T., S. Terrazas-Domínguez y H. Maga (2005). «Propuesta de ordenamiento ecológico territorial para el parque nacional Zoquiapan y anexas». En: *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 11.1, 57-71. Online: <https://bit.ly/31aHbRE>.
- López-Teloxa, L. C. y col. (2017). «Short-temporal variation of soil organic carbon in different land use systems in the Ramsar site 2027 'Presa Manuel Ávila Camacho' Puebla». En: *Journal of Earth System Science* 126.7, 95. Online: <https://bit.ly/3g9vajr>.
- López-Teloxa, L., A.I. Monterroso-Rivas y J.D. Gómez-Díaz. «Diseño de calibración para cuantificar emisiones de CO₂ (respiración) en suelos durante intervalos horarios diurnos.» *Agrocien- cia.*, p. En prensa.
- Moitinho, M. y col. (2015). «On the spatial and temporal dependence of CO₂ emission on soil properties in sugarcane (*Saccharum* spp.) production». En: *Soil and Tillage Research* 148, 127-132. Online: <https://bit.ly/32cv0TL>.
- Mukumbuta, I., M. Shimizu y R. Hatano (2019). «Short-term land-use change from grassland to cornfield increases soil organic carbon and reduces total soil respiration». En: *Soil and Tillage Research* 186, 1-10. Online: <https://bit.ly/2YkdICK>.
- Murcia-Rodríguez, M. A. y M. P. Ochoa-Reyes (2008). «Respiración del suelo en una comunidad sucesional de pastizal del Bosque Altoandino en la cuenca del río Pamplonita, Colombia». En: *Caldasia* 30.2, 337-353. Online: <https://bit.ly/2YjaCiy>.
- Murcia-Rodríguez, M., M. P. Ochoa-Reyes y F. Poveda-Gómez (2012). «Respiración del suelo y caída de hojarasca en el matorral del bosque altoandino (Cuenca del Río Pamplonita, Colombia)». En: *Caldasia*, 165-185. Online: <https://bit.ly/2EhIHiz>.
- Nouchi, I. y S. Yonemura (2005). «CO₂, CH₄ and N₂O Fluxes from Soybean and Barley Double-Cropping in Relation to Tillage in Japan». En: *Phyton - Annales Rei Botanicae* 45.4, 327. Online: <https://bit.ly/325LHAc>.
- Oertel, C. y col. (2016). «Greenhouse gas emissions from soils—A review». En: *Geochemistry* 76.3, 327-352. Online: <https://bit.ly/3ghU1lg>.
- Panosso, A. R. y col. (2009). «Spatial and temporal variability of soil CO₂ emission in a sugarcane area under green and slash-and-burn managements». En: *Soil and Tillage Research* 105.2, 275-282. Online: <https://bit.ly/3l5wHem>.
- Patiño-Zúñiga, L. y col. (2009). «The effect of different tillage and residue management practices on soil characteristics, inorganic N dynamics and emissions of N₂O, CO₂ and CH₄ in the central highlands of Mexico: a laboratory study». En: *Plant and Soil* 314.1-2, 231-241. Online: <https://bit.ly/34mBrGx>.
- Ramírez, Á. y F. Moreno (2008). «Respiración microbiana y de raíces en suelos de bosques tropicales».

- les primarios y secundarios (Porce, Colombia).» En: *Revista facultad nacional de agronomía Medellín* 61.1, 4381-4393. Online: <https://bit.ly/3iUf6ny>.
- SEMARNAT-INECC (2018). *Sexta Comunicación Nacional y Segundo Informe Bienal de Actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio climático*. Inf. téc. Online: <https://bit.ly/31cO1Ge>. SEMARNAT.
- Sainju, U. M., J. D. Jabro y W. B. Stevens (2008). «Soil carbon dioxide emission and carbon content as affected by irrigation, tillage, cropping system, and nitrogen fertilization». En: *Journal of Environmental Quality* 37.1, 98-106. Online: <https://bit.ly/326JtjX>.
- Sainju, Up. M. y col. (2014). «Net global warming potential and greenhouse gas intensity influenced by irrigation, tillage, crop rotation, and nitrogen fertilization». En: *Journal of Environmental Quality* 43.3, 777-788. Online: <https://bit.ly/2CMylL4>.
- Sándor, Z. y col. (2020). «Effect of various soil cultivation methods on some microbial soil properties». En: *DRC Sustainable Future* 1.1, 14-20. Online: <https://bit.ly/2QbylwI>.
- Serrano, E., M. Nuñez y E. Valleter (2017). «Respiración de dióxido de carbono de suelo, en bosque tropical húmedo-Gamboa Panamá». En: *I+D Tecnológico* 13.2, 49-54. Online: <https://bit.ly/2FziplG>.
- Singh, S. K. y col. (2015.). «Carbon Sequestration in Terrestrial Ecosystems». En: *Hydrogen Production and Remediation of Carbon and Pollutants* 6, 99-131. Online: <https://bit.ly/3j1DN1h>.
- Tang, X. y col. (2006). «Dependence of soil respiration on soil temperature and soil moisture in successional forests in southern China». En: *Journal of Integrative Plant Biology* 48.6, 654-663. Online: <https://bit.ly/31efc3o>.
- Tschora, H. y F. Cherubini (2020). «Co-benefits and trade-offs of agroforestry for climate change mitigation and other sustainability goals in West Africa». En: *Global Ecology and Conservation* 22, e00919. Online: <https://bit.ly/3hrqPdb>.
- UNFCCC, ed. (2015). *Decision 1/CP.21. The Paris Agreement*. Online: <https://bit.ly/2YntEV3>.
- Wang, C. y col. (2013). «Seasonality of soil CO₂ efflux in a temperate forest: Biophysical effects of snowpack and spring freeze-thaw cycles». En: *Agricultural and Forest Meteorology* 177, 83-92. Online: <https://bit.ly/3g8wV0o>.
- Zhao, Z. y col. (2013). «Interpreting the dependence of soil respiration on soil temperature and moisture in an oasis cotton field, central Asia». En: *Agriculture, ecosystems and environment* 168, 46-52. Online: <https://bit.ly/2Qbybp6>.



POTENCIAL DE LOS RESIDUOS FORESTALES PARA LA CONTRIBUCIÓN A LA MATRIZ ENERGÉTICA URBANA

POTENTIAL FROM FORESTRY WASTE FOR THE CONTRIBUTION TO THE URBAN ENERGY MATRIX

Lucía Yáñez-Iñiguez^{1*}, Enma Urgilés-Urgilés¹, Esteban Zalamea-León² y
Antonio Barragán-Escandón³

¹ Facultad de Ciencias Químicas, Universidad de Cuenca. Av. 12 de Abril, 010107, Cuenca, Ecuador.

² Facultad de Arquitectura y Urbanismo, Universidad de Cuenca. Av. 12 de Abril, 010107, Cuenca, Ecuador.

³ Grupo de Investigación de Energías (GIE), Universidad Politécnica Salesiana. Calle Vieja 12-30 y Elia Liut, 010105, Cuenca, Ecuador.

*Autor para correspondencia: irina.yanezi@ucuenca.edu.ec

Manuscrito recibido el 16 de octubre de 2019. Aceptado, tras revisión, el 11 de junio de 2020. Publicado el 1 de septiembre de 2020.

Resumen

Los combustibles fósiles son por ahora la principal fuente de abastecimiento energético de las ciudades. Una estrategia para reducir este consumo es el desarrollo de energías renovables desde recursos endógenos urbanos. Se propone una metodología para determinar el potencial energético que poseen los residuos forestales urbanos en la ciudad de Cuenca-Ecuador, obtenidos mediante las actividades de mantenimiento (poda) de las áreas verdes públicas, con el propósito de transformarlos en fuente energética. Mediante análisis en laboratorio de muestras tomadas en el medio local, se determina que el poder calorífico inferior promedio que posee la biomasa es de 0.38 tep/ton. A partir de ello, con una base de datos estadísticos se calcula que en la ciudad de Cuenca se dispone de 608.63 ton de masa forestal anualmente. Ésta cuenta con un potencial energético de 233.13 tep/año y una eficiencia para la producción de energía eléctrica de aproximadamente 41 tep/año, que permite cubrir el consumo promedio de 110 familias. Se concluye que esta fuente de energía puede crecer significativamente con el incremento de las actividades de mantenimiento de las áreas verdes públicas y además constituye una estrategia para el aprovechamiento secundario de esta clase de residuos.

Palabras clave: Energías renovables, potencial energético, recursos endógenos, residuos forestales.

Abstract

Nowadays, fossil fuels are the main source for energy supply in urban centers. Therefore, development of renewables from endogenous resources has become a strategy to reduce its consumption. Within that framework, this study case proposes a methodology to estimate the energy potential of urban forestry wastes in Cuenca-Ecuador city, which are obtained from maintenance activities at the public green areas, as an alternative energy source. It has been determined by laboratory analyses the average of the net calorific value of some biomass samples taken at the local area, and its result is about 0.38 tep/ton. From a statistical database, it has been calculated that forestry waste mass available per year in Cuenca city is 608.63 ton. Its energy potential is around 233.13 tep/year and the electrical generation efficiency is approximately 41 tep/year, corresponding to the average consumption of 110 local families. Finally, it is concluded that this energy source could rise significantly through the increase of maintenance activities of public green areas. Furthermore, it represents an alternative for the effective use of this kind of waste.

Keywords: Renewable energies, energy potential, endogenous resources, forestry wastes.

Forma sugerida de citar: Yáñez-Iñiguez, L., Urgilés-Urgilés, E., Zalamea-León, E. y Barragán-Escandón, A. (2020). Potencial de los Residuos Forestales para la contribución a la Matriz Energética Urbana. La Granja: Revista de Ciencias de la Vida. Vol. 32(2):42-53. <http://doi.org/10.17163/lgr.n32.2020.04>.

IDs Orcid:

Lucía Yáñez-Iñiguez: <http://orcid.org/0000-0002-1602-3464>

Enma Urgilés-Urgilés: <http://orcid.org/0000-0001-5511-7570>

Esteban Zalamea-León: <http://orcid.org/0000-0001-5551-5026>

Antonio Barragán-Escandón: <http://orcid.org/0000-0003-2254-2524>

1 Introducción

La diversificación de las fuentes de Energía Renovable (ER) es clave para contar con sistemas de abastecimiento sustentables, más aún cuando se pueden aprovechar los residuos urbanos (Arrese y Blanco, 2016). El autoabastecimiento energético desde recursos endógenos es esencial para reducir la necesidad de importación de energía en las ciudades (Barragán y col., 2019). La matriz energética en Cuenca-Ecuador, posee una alta dependencia de combustibles fósiles, cuyos métodos de extracción, procesamiento y transformación constituyen una importante problemática ambiental (Bristow y Kennedy, 2013). La biomasa forestal dentro de un contexto energético hace referencia al conjunto de elementos renovables de origen orgánico o sus derivados, cuya energía procede de la radiación solar que es transformada en energía química de enlace durante el proceso de fotosíntesis realizado por las especies vegetales (Manzano y col., 2012). Esta energía química puede ser utilizada directamente a partir de procesos de combustión o ser transformada mediante métodos térmicos (gasificación) o biológicos (producción de bioetanol), de acuerdo al requerimiento final de uso (Yaman, 2004).

Los residuos forestales que provienen de las operaciones de podas urbanas pueden ser aprovechados como una ER para la producción de electricidad a partir de procesos térmicos (Pérez, Borge y Agudelo, 2010). Una de las ventajas que posee la biomasa forestal residual es la carencia de un valor ecológico o agrícola, a diferencia de otros tipos de residuos vegetales no arbóreos (Barragán, 2018). El mantenimiento de las Áreas Verdes Públicas (AVP) es además una necesidad de adecentamiento urbano, que genera colateralmente una producción continua del recurso. En cinco ciudades de Corea del Sur (Seúl, Daegu, Daejeon, Gwangju, Busan) se ha analizado el Potencial Energético (PE) de la biomasa procedente de los productos forestales urbanos, con el fin de establecer un manejo adecuado para su conversión a energía, obteniéndose capacidades máximas y mínimas de 2 625 753 tep/año y 76 760 tep/año, respectivamente (Kook y Lee, 2015). En General Pueyrredón (Argentina), se ha evaluado la energía potencial aprovechable de las podas

de los espacios públicos, determinando que éstas pueden satisfacer alrededor del 4.37% del consumo eléctrico que requiere la ciudad (Roberts y col., 2015). Sin embargo, cada localidad cuenta con condiciones propias, ya sea por la cantidad o por las características de la vegetación (Barragán, 2018). De la misma forma que acorde al tipo de consumo energético las metodologías de dimensionamiento y proporcionamiento también difieren, lo que significa gran variabilidad en cada una de las investigaciones de esta área.

Al analizar estos casos de estudio se ha establecido que para determinar el PE se requiere conocer el Poder Calorífico Inferior (PCI) de las especies que conforman los residuos forestales, la masa de producción anual y el porcentaje de eficiencia que tiene el recurso para la generación de energía. En la ciudad de Cuenca, la Empresa Pública Municipal de Aseo para Cuenca (EMAC EP), tiene a su cargo el mantenimiento de las AVP de la urbe, y que se encuentran distribuidas en tres categorías: parques, riberas y parterres (Ortiz, 2018), lo que convierte a estos espacios en fuentes para la obtención del recurso renovable mencionado.

2 Materiales y métodos

2.1 Aspectos generales del área de estudio

El área de estudio comprende las AVP: parques, parterres y riberas (Figura 1), del casco urbano de la ciudad de Cuenca, localizada en la provincia del Azuay en la región centro-sur del Ecuador. El centro urbano cuenta con una superficie de alrededor de 72 km² y una población de 391657 habitantes (INEC, 2016). Cuenca se encuentra a una altura aproximada de 2550 m.s.n.m. y posee una temperatura promedio de 15,6°C, que puede oscilar entre 27,2°C y -1,7°C (Plan Estratégico Cuenca 2020, 2004).

Para la presente investigación se utilizó la información cartográfica correspondiente a las AVP establecidas dentro del Proyecto *Cinturón Verde de la ciudad de Cuenca* y se trabajó con imágenes satelitales con fecha 20 de abril del año 2018, que contaban con una resolución de 3,14m × 3,14m por píxel y un porcentaje de nubosidad de 19%.

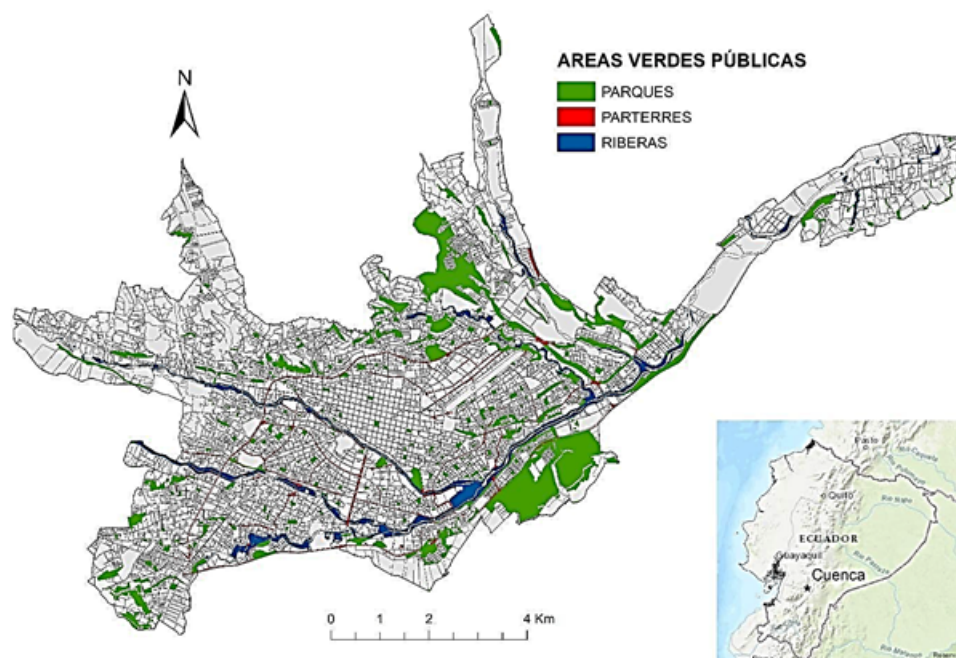


Figura 1. Área de estudio.

2.2 Identificación de las especies forestales que forman parte de las podas de las AVP

Para evaluar el PE de los residuos forestales se requiere conocer cuáles son las especies vegetales del área de estudio (Roberts y col., 2015). En este caso se consideró conveniente identificarlas directamente en las AVP que reciben mantenimiento de la Empresa Pública EMAC, debido a que las podas urbanas están constituidas por varios elementos forestales de pequeño tamaño, situación que dificulta el proceso para establecer a qué especie corresponde cada uno. De acuerdo a la metodología sugerida por Gutiérrez y col. (2015) se realizó un monitoreo durante el mes de agosto del año 2018 para la identificación de las especies. Para ello se escogieron los predios de las AVP que cumplían con dos criterios: i) una superficie $\geq 0,05$ ha y $\leq 1,21$ ha, y ii) un Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (IVDN) $\geq 0,26$.

El límite mínimo y máximo de superficie se obtuvo mediante la Ecuación 1 propuesta por Olsson (2005), que corresponde al índice de confiabilidad, para lo que se utilizó un nivel de confianza del 90%. El valor de 0,26 representa el dato promedio del

IVDN, calculado para las AVP mediante el programa SIG ArcMap®. Con χ (ha) la superficie media de las AVP, σ (ha) es la desviación estándar de las áreas de los predios considerados como AVP, n hace referencia al número total de AVP, Z (%) es el nivel de confianza y μ indica el número total de AVP encontradas dentro del intervalo de confianza (Olsson, 2005).

$$\chi - \frac{Z * \sigma}{\sqrt{n}} \leq \mu \leq \chi + \frac{Z * \sigma}{\sqrt{n}} \quad (1)$$

Este índice analiza mediante la Ecuación 2, sugerida por Rabatel, Gorretta y Labbé (2011), las características biofísicas de las plantas y la distribución vegetativa del área de estudio (Parthiban, Thummalu y Christy, 2015). Donde, IRC (μm) se refiere a la banda del Infra Rojo Cercano que poseen las imágenes satelitales y R (μm) corresponde a la banda del Rojo (Rabatel, Gorretta y Labbé, 2011).

$$IVDN = \frac{IRC - R}{IRC + R} \quad (2)$$

El monitoreo de las especies vegetales distribuidas en las AVP (seleccionadas bajo los criterios descritos anteriormente) se efectuó en parcelas de 0,4 ha. Con la herramienta tecnológica ODK, que utiliza un servidor en línea para recopilar, administrar

y almacenar información en un área determinada, se tomaron datos referentes a coordenadas de ubicación, foto, nombre común y nombre científico de los individuos encontrados.

2.3 Obtención del poder calorífico de la biomasa forestal

Para valorar energéticamente la biomasa forestal se considera adecuado analizar previamente su PCI. Este parámetro permite estimar la cantidad de energía aprovechable por unidad de masa cuando el recurso se combustiona completamente (Arroyo y Reina, 2017). El cálculo del PCI viene dado por la Ecuación 3, planteada por Francis y Lloyd (Budí, 2016). Donde, PCS (*kcal/kg*) corresponde al valor del Poder Calorífico Superior, 597(*kcal/kg*) es un indicador que hace referencia al calor procedente de la condensación del vapor de agua formado en el ensayo de combustión. El número 9 indica los kg de agua que se generan al oxidar 1 kg de hidrógeno, *H* (%) es el porcentaje de cuantificación del hidrógeno y *w* (%) se refiere al porcentaje de humedad que posee la biomasa (Budí, 2016).

$$PCI = PCS - 597 * 9H + w \quad (3)$$

Se identificaron 9 especies forestales como las más abundantes en las podas urbanas, que corresponden al 59,49% de los individuos encontrados durante el monitoreo de campo. Se catalogaron en el estudio como especies representativas y se procedió a determinar su PCS y su porcentaje de humedad mediante análisis de laboratorio. La cuantificación del PCS se realizó en una bomba calorimétrica (IKA C200), y mediante los criterios de la Norma UNE-EN-ISO18135:2018 (Biocombustibles sólidos. Muestreo) se tomaron muestras compuestas por ramas y hojas de un individuo por cada una de las 9 especies (Ortiz T., 2013). Estos individuos fueron seleccionados de acuerdo a las características morfológicas de un ejemplar considerado como adulto (CONAFOR, 2013; Barahona, 2005; Biodiversidad (CONABIO), 2013; Minga y Verdugo, 2016).

Las muestras se acondicionaron de acuerdo a los parámetros establecidos por la Norma UNE-

CEN/TS 14918: 2011 (Biocombustibles sólidos. Determinación del poder calorífico), sometiéndolas a un proceso de secado a una temperatura de 105°C ± 1, durante 24 horas. Posteriormente, en la bomba calorimétrica se llevó a cabo el análisis del PCS, obteniendo un resultado digital dado en unidades de energía por masa. Tal como lo muestra el estudio de Vassilev y col. (2010), la biomasa forestal generalmente está compuesta por un 6% de hidrógeno, siendo éste el valor utilizado. El porcentaje de humedad para las especies representativas fue calculado con los criterios descritos en la Norma UNE-CEN/TS 14774: 2010 (Biocombustibles sólidos. Determinación del contenido de humedad. Método de secado en estufa), en donde se establece la Ecuación 4 para su cálculo. Donde, *m1* (g) es el peso de un crisol con la muestra antes del secado y *m2* (g) es el peso del mismo crisol con la muestra seca (UNE-CEN/TS 14774: 2010).

$$w = \frac{m1 - m2}{m2} * 100 \quad (4)$$

2.4 Estimación del potencial energético de los residuos forestales

Para la estimación del PE (tep/año) se utilizó la Ecuación 5, que de acuerdo a lo planteado por Özdemir y Gencer (2016), permite relacionar el PCI (tep/ton) con la masa de los residuos forestales que se generan anualmente a partir de las operaciones de mantenimiento de las AVP. Ésta última se encuentra representada en la Ecuación 5 como *m* (ton/año). El PCI corresponde al poder calorífico inferior promedio de las especies representativas, cuyas unidades fueron transformadas de kcal/kg a tep/ton. Este valor se considera conservador puesto que la biomasa evaluada fue únicamente proveniente de especies forestales (leñosas), cuya composición orgánica es similar (celulosa, hemicelulosa y lignina) (Déjardin y col., 2010). La masa total de las podas se obtuvo mediante los datos estadísticos registrados en la Tabla 1 por el Departamento de Áreas Verdes de la Empresa Pública EMAC, durante los doce meses del año 2018.

$$PE = PCI * m \quad (5)$$

Tabla 1. Registro de podas urbanas durante 2018. Tomado de Emac (2018).

Mes	Masa (ton)
Enero	50.71
Febrero	50.72
Marzo	50.72
Abril	43.93
Mayo	66.08
Junio	58.35
Julio	47.52
Agosto	44.37
Septiembre	64.42
Octubre	41.01
Noviembre	64.95
Diciembre	25.81
TOTAL	608.63

2.5 Estimación de la eficiencia energética de los residuos forestales

Debido a que los desechos forestales urbanos pueden ser aprovechados al convertirlos en electricidad mediante procesos térmicos (Barragán, 2018), como un primer acercamiento a la valoración energética de este recurso en la ciudad de Cuenca, se ha estimado la eficiencia energética con la Ecuación 6 (Panepinto, Viggiano y Genon, 2014), considerando el 18% como el porcentaje de rendimiento de la biomasa forestal para la conversión a energía eléctrica.

Este porcentaje permite establecer la energía efectivamente utilizable y hace referencia a la eficiencia para convertir la energía química de las especies vegetales a electricidad; factor referencial que se ha tomado a partir de un estudio desarrollado en la región de Basilicata-Italia, en donde se ha evaluado a las podas forestales como fuente de ER a través de un balance energético, el cual permite estimar la producción eléctrica mediante procesos térmicos. En la investigación Panepinto, Viggiano y Genon (2014), utilizan una metodología similar al presente caso y establecen como hipótesis que, en función de un escenario que cuenta con datos de la potencia energética disponible (calculada con la relación entre la cantidad de biomasa y el PCI de la misma), es posible valorar la eficiencia para la obtención de electricidad en un 18%.

Por otra parte, existen metodologías que difieren y que utilizan eficiencias para la producción de electricidad de 10% (Shi y col., 2013) y de 4.37% (Ro-

berts y col., 2015). Sin embargo, al ser éste un primer análisis del potencial energético de las podas urbanas en la localidad se ha visto pertinente utilizar el 18% como dato referencial. Para casos específicos se requiere un estudio con mayor profundidad que considere, entre otras variables, la eficiencia de los distintos dispositivos de conversión de energía.

$$EE = PE * E \quad (6)$$

Donde, *EE* (tep/año) hace referencia a la energía producida en un año, *PE* (tep/año) es el Potencial Energético de la biomasa forestal y *E* (%) corresponde al porcentaje de eficiencia para la generación de electricidad a partir del recurso (Panepinto, Viggiano y Genon, 2014).

3 Resultados y Discusión

3.1 Especies forestales que forman parte de las podas de las AVP

De acuerdo al muestreo desarrollado en las AVP de Cuenca, se identificó que las podas urbanas están conformadas por 72 especies forestales en total. La Tabla 2 muestra las especies encontradas que se ordenan en forma descendente con respecto a la abundancia. Para los fines del estudio se estableció que el 59,49% de los individuos contabilizados corresponden a 9 especies catalogadas como representativas (*Eucalyptus globulus*, *Salix humboldtiana*, *Prunus serótina*, *Tecoma stans*, *Baccharis latifolia*, *Fraxinus excelsior*, *Callistemon salignus*, *Pinus radiata*, *Acacia dealbata*), esto debido a que son las más abundantes.

Tabla 2. Especies forestales identificadas en las áreas verdes públicas.

Nombre Científico	Abundancia	Nombre Científico	Abundancia
<i>Eucalyptus globulus</i>	459	<i>Tipauna tipu</i>	7
<i>Salix humboldtiana</i>	80	<i>Acacia baileyana</i>	6
<i>Prunus serótina</i>	47	<i>Ferreyranthus verbascifolius</i>	6
<i>Tecoma stans</i>	47	<i>Rubus glaucus</i>	6
<i>Baccharis latifolia</i>	45	<i>Morella sp.</i>	6
<i>Fraxinus excelsior</i>	43	<i>Yucca guatemalensis</i>	6
<i>Callistemon salignus</i>	41	<i>Ficus Robusta</i>	4
<i>Pinus radiata</i>	37	<i>Eucalyptus citriodora</i>	4
<i>Acacia dealbata</i>	35	<i>Cotoneaster acuminatus</i>	4
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	32	<i>Liabum floribundum</i>	4
<i>Schinus molle</i>	30	<i>Buddleja davidii</i>	3
<i>Chionanthus pubescens</i>	29	<i>Laurus nobilis</i>	3
<i>Sambucus mexicana</i>	27	<i>Monnina ligustrina</i>	3
<i>Hibiscus rosa-sinensis</i>	26	<i>Citrus x sinensis</i>	3
<i>Juglans neotropica</i>	26	<i>Arecaceae</i>	3
<i>Alnus acuminata</i>	25	<i>Myrcianthes hallii</i>	2
<i>Cupressus lusitánica</i>	24	<i>Buxus sinica</i>	2
<i>Podocarpus sprucei</i>	22	<i>Bougainvillea spectabilis</i>	2
<i>Populus alba</i>	21	<i>Annona cherimola</i>	2
<i>Morella pubescens</i>	21	<i>Cestrum nocturnum</i>	2
<i>Syzygium paniculatum</i>	17	<i>Brugmansia sanguinea</i>	2
<i>Inga insignis</i>	17	<i>Psidium guajava</i>	2
<i>Acacia retinodes</i>	16	<i>Lantana cámara</i>	2
<i>Ambrosia arborescens</i>	16	<i>Fuchsia boliviana</i>	2
<i>Ficus benjamina</i>	14	<i>Robinia Pseudoacacia</i>	1
<i>Eriobotrya japónica</i>	14	<i>Acalypha australis</i>	1
<i>Ligustrum Japonicum</i>	13	<i>Populus balsamífera</i>	1
<i>Acacia melanoxylon</i>	10	<i>Prunus persica</i>	1
<i>Myrsine guianensis</i>	10	<i>Mimosa andina</i>	1
<i>Jasminum polyanthum</i>	10	<i>Ligustrum sinense</i>	1
<i>Callistemon citrinus</i>	9	<i>Crataegus pubescens</i>	1
<i>Duhaldea cappa</i>	9	<i>Oreopanax ecuadorensis</i>	1
<i>Erythrina edulis</i>	8	<i>Buddleja americana</i>	1
<i>Nerium oleander</i>	8	<i>Rosmarinus officinalis</i>	1
<i>Grevillea robusta</i>	8	<i>Rosa gallica</i>	1
<i>Delostoma integrifolium</i>	7	<i>Citharexylum ilicifolium</i>	1
<i>Delostoma integrifolium</i>	7		

3.2 Poder calorífico de la biomasa forestal

A partir de las evaluaciones realizadas en laboratorio se determinó el PCS de la biomasa proveniente de las especies representativas (Tabla 3). Al incorporar estos valores en el cálculo del PCI, se logró definir que la especie *Pinus radiata* es la que posee mayor capacidad para desprender calor durante los procesos de combustión completa, constituyéndose en el recurso más eficiente para la obtención de energía. A ésta le siguen *Callistemon salignus* y *Prunus serótina*. Esta última es considerada como una de las especies nativas de la ciudad de Cuenca

a la que se recomienda para ser incorporada en los planes de reforestación manejados por la Empresa Pública EMAC, ya que se trata de una alternativa adecuada para la utilización de las AVP como fuente de recursos energéticos.

El estudio establece que es preferible emplear los productos de las podas de las AVP ya existentes para un aprovechamiento de la biomasa enfocado a la generación de energía en un escenario sostenible. Es decir, no se plantea la siembra de especies vegetales con fines energéticos, sino el uso de las mismas

con criterio ambiental, ornamental y paisajístico.

Mediante los datos presentados en la Tabla 3, se definió que el PCI promedio de las especies forestales distribuidas en las AVP es de 0,38 tep/ton. Cabe mencionar que para obtener este valor se consideró adecuado evaluar el PCI únicamente de las 9 especies más abundantes (59,49%), debido a la restricción del número de muestras a ser analizadas para el estudio, ya que por la diferencia del conte-

nido de humedad (Tabla 3), cada una requiere de un análisis por separado y un número mínimo de tres pruebas. Además, al haber trabajado solamente con especies forestales cuya composición orgánica es similar (Déjardin y col., 2010), es posible establecer un valor promedio. El resultado obtenido (0,38 tep/ton) es cercano al determinado por Panepinto, Viggiano y Genon (2014), quienes muestran en su investigación que los productos forestales cuentan con un PCI de 0.34 tep/ton.

Tabla 3. Poder calorífico de las especies representativas.

Nombre científico	PCS (tep/ton)	Contenido de Humedad (%)	PCI (tep/ton)
<i>Eucalyptus globulus</i>	0.41	16.9	0.37
<i>Salix humboldtiana</i>	0.43	61.1	0.36
<i>Prunus seótina</i>	0.46	51.65	0.4
<i>Tecoma stans</i>	0.43	46.2	0.37
<i>Baccharis latifolia</i>	0.43	61.25	0.36
<i>Fraxinus excelsior</i>	0.42	45.02	0.42
<i>Callistemon salignus</i>	0.48	46.53	0.43
<i>Pinus radiata</i>	0.5	49.46	0.39
<i>Acacia dealbata</i>	0.45	41.22	0.3
PROMEDIO			0.38

3.3 Potencial energético de los residuos forestales

Mediante la Ecuación 5, que establece la relación entre la cantidad de biomasa disponible durante un año y su energía aprovechable correspondiente al PCI, se determinó que el PE de los residuos forestales es de aproximadamente 233,13 tep/año. Esta energía proviene de las podas que realiza actualmente la Empresa Pública EMAC en las áreas públicas que poseen biomasa forestal, que ocupan 618,76 ha de la superficie total de la ciudad de Cuenca.

La biomasa obtenida a partir de las operaciones de mantenimiento de las AVP puede convertirse en un recurso renovable alternativo para suplir las necesidades energéticas de la ciudad, tal y como lo plantean Kook y Lee (2015), quienes en un estudio desarrollado en centros urbanos de Corea del Sur han determinado que los residuos forestales cuentan con un potencial mínimo de 76 760 tep/año. Esta diferencia de valores identificada entre las ciudades asiáticas y la zona urbana de Cuenca se debe

en gran medida a dos factores principales: primero al tamaño de las ciudades, de lo que dependerá la superficie disponible para extraer el recurso y luego el uso final que tienen las podas actualmente en cada lugar. Las ciudades de Corea del Sur se catalogan como grandes metrópolis que disponen de espacios verdes que producen abundante biomasa (Kook y Lee, 2015), mientras que Cuenca cuenta con 7 200 ha de superficie en total. Por otra parte, la localidad carece de un plan de manejo integral de residuos forestales, situación que difiere de las ciudades coreanas, en donde se ha reconocido la importancia real de las podas urbanas como recurso para la generación de ER.

La investigación desarrollada por Kook y Lee (2015) evidencia algunas limitaciones a ser tomadas en cuenta para integrar a la biomasa forestal como fuente de energía en las urbes; por ejemplo, el incremento acelerado y continuo de ocupación espacial en las ciudades, cuya área destinada para las edificaciones tiende a incorporar mayor espacio frente a las superficies de áreas verdes (Franco, 2012), así como el aumento del número de habitantes y con

esto el incremento de las necesidades energéticas (Lahoz, 2010). Factores que deberán ser analizados previamente con el fin de evitar la sobreexplotación y el manejo no sostenible de la biomasa, producto de las podas.

Desde la perspectiva del uso de fuentes diversificadas, los residuos forestales son un recurso endógeno disponible que puede complementarse con energías renovables intermitentes como la solar y la eólica (Brown y col., 2018). Para el caso de Cuenca, una alternativa adecuada es la conversión de la biomasa a electricidad, considerando la mínima demanda térmica existente debido al clima, a diferencia de otras latitudes en las que la necesidad de ambientación espacial es preponderante.

3.4 Eficiencia energética estimada para los residuos forestales

La ciudad de Cuenca presenta una demanda total de energía eléctrica de 423 800 MWh/año (Barragán, 2018), de la cual actualmente el 38 % corresponde al sector residencial. En este marco, al evaluar los residuos forestales como un recurso que posee el 18 % de eficiencia energética, se obtuvo como resultado que la generación eléctrica a partir del mismo será de aproximadamente 476,83 MWh/año (41 tep/año). Producción con la cual es posible abastecer alrededor del 0,30 % de la demanda citada sobre el sector residencial, lo que representa la cobertura en la ciudad para 110 familias típicas de cuatro integrantes (familias promedio), considerando que cada uno de estos hogares posee un consumo total anual de 4,33 MWh/habitante (Barragán, 2018).

Hoy en día Cuenca cuenta con un modelo de ER que utiliza los desechos sólidos domésticos que llegan al relleno sanitario para el funcionamiento de una planta generadora de biogás, mediante la que se producen 502,60 tep/año de electricidad (Barragán, Arias y Terrados, 2016). Estos niveles de generación energética son mayores con respecto a los obtenidos a partir de los residuos forestales, y se debe a un manejo ya implementado para la recuperación secundaria de los desechos domésticos mencionados.

La energía procedente de fuentes renovables se podría incrementar a medida que se desarrollen e incorporen tecnologías destinadas al aprovecha-

miento de los residuos forestales como recurso energético, al igual que se ha realizado en países como Corea del Sur, constituyéndose éste en un escenario alentador al considerar que la biomasa forestal permite fortalecer un modelo de diversificación de la matriz energética, en la que los recursos endógenos pueden tener un valor agregado (Barragán, 2018). El uso de biomasa residual en sistemas bioenergéticos requerirá de un análisis previo de costos para el transporte de las podas urbanas hacia los centros de generación eléctrica, que pueden ser disminuidos mediante una valoración de la densidad energética espacial existente en cada localidad (Kook y Lee, 2015). También se deberá tomar en cuenta el valor que representa el proceso industrial de conversión a energía y el de los sistemas para la distribución de electricidad a los usuarios (Yemshanov y col., 2014); para entonces analizar la real capacidad del recurso.

4 Conclusiones

Se presenta una metodología para determinar el potencial energético de los residuos forestales urbanos aplicable a cualquier urbe. La evaluación de la biomasa forestal con fines de producción eléctrica representa una alternativa para el manejo de las podas provenientes de las AVP que pertenecen a la zona urbana de la ciudad de Cuenca, Ecuador.

La información referente a la cantidad de energía por unidad de masa (PCI) que poseen las especies estudiadas permite establecer cuáles permiten reforestar de forma prioritaria a la ciudad, considerando a la especie *Prunus serotina* como recomendable para esta actividad, debido a que se ha catalogado dentro de las especies nativas, lo que permitirá la conservación del ornato. En este marco la propuesta de reforestación de las AVP ya existentes con especies de alto valor energético, también genera la posibilidad de cumplir con los parámetros mínimos de superficie de área verde por habitante establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS), así como posibilita el aumento de la participación de las energías renovables en la matriz energética local.

Anualmente en la ciudad de Cuenca se producen 608,63 ton de residuos forestales a partir de las operaciones de mantenimiento de las AVP, que tiene a su cargo la Empresa Pública EMAC. En este

sentido, la recuperación secundaria (producción de energía) también representará un modelo de gestión circular para las podas urbanas, otorgándoles un valor agregado.

Mediante el presente estudio se concluye que en la ciudad de Cuenca el potencial energético de los residuos forestales se encuentra valorado en 233,13 tep/año, lo que representa aproximadamente 41 tep/año (476.83 MWh/año) de generación eléctrica. Esta producción es marginal respecto al consumo de electricidad local, alcanzando a abastecer las necesidades de 110 familias promedio. No obstante, los niveles de poda locales son reducidos comparados con otras zonas urbanas en las que se realiza un trabajo paisajístico, debido a que se cuenta únicamente con una programación de actividades para el mantenimiento de aquellas AVP en donde es estrictamente necesario, o en casos en los que las especies forestales se encuentran interfiriendo con los cables de red del alumbrado público. Por lo tanto, si se establece una planificación para el manejo continuo de las AVP que contemple el aumento de las podas, se favorecerá a la obtención del recurso para fines energéticos, a la vez que será posible optimizar su recolección. Además, la cantidad del recurso podría incrementarse si se incorpora en el análisis la gestión de residuos privados, no dimensionados.

Se plantea como necesidad futura la evaluación técnica y económica para identificar tecnologías eficientes y rentables que se acoplen a las características del recurso natural evaluado, así como a los requerimientos de abastecimiento eléctrico que existen en la localidad. Estos análisis deberán contar con un enfoque de manejo sostenible, con el fin de evitar riesgos de sobreexplotación de la biomasa forestal. Además, son un complemento con las tecnologías renovables intermitentes, al poder introducir a la red la energía generada en horas pico.

Los residuos forestales procedentes de las podas de la ciudad forman parte de las alternativas para la diversificación de los recursos que constituyen la matriz energética a nivel local y nacional. Por lo que su evaluación, en el marco de las energías renovables, permite fortalecer un modelo de autoabastecimiento consecuente con la necesidad de disminuir la dependencia de los combustibles fósiles.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por el Centro de Investigación de la Facultad de Arquitectura y Urbanismo de la Universidad de Cuenca y por la Dirección de Investigación de la Universidad de Cuenca DIUC, y forma parte del proyecto de investigación "Calibración de modelo F-Chart para colectores solares térmicos con parametrización y validación acorde a disposiciones típicas para integración arquitectónica en climas ecuatoriales andinos" (N° del Proyecto: 204 0000 72146).

Referencias

- Arrese, M. y G. Blanco (2016). «Territorio y energías renovables no convencionales: aprendizajes para la construcción de política pública a partir del caso de Rukatayo Alto, Región de Los Ríos, Chile». En: *Gestión y política pública* 25.1, 165-202. Online: <https://bit.ly/2PrhbdS>.
- Arroyo, J. y W. Reina (2017). «Aprovechamiento del recurso biomasa a partir de los desechos de madera para una caldera de vapor». En: *Ingenius*, 20. Online: <https://bit.ly/2DEvdGk>.
- Barahona, L (2005). «Variación de la composición química en albura duramen y altura de madera pulpable de *Eucalyptus globulus* proveniente de monte alto y monte bajo». Tesis de mtría. Universidad de Chile.
- Barragán, A. (2018). «El autoabastecimiento energético en los países en vías de desarrollo en el marco del metabolismo urbano: caso Cuenca, Ecuador». Tesis de mtría. Universidad de Jaén.
- Barragán, E., P. Arias y J. Terrados (2016). «Fomento del metabolismo energético circular mediante generación eléctrica proveniente de rellenos sanitarios: estudio de caso, Cuenca, Ecuador». En: *Ingenius* 16, 36-42. Online: .
- Barragán, E. y col. (2019). «Las energías renovables a escala urbana. Aspectos determinantes y selección tecnológica». En: *Bitácora Urbano Territorial* 29.2, 39-48. Online: <https://bit.ly/2DbkvHP>.
- Biodiversidad (CONABIO), Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la (2013). *Fraxinus uhdei* (Wenz.) Lingelsh. URL: <https://bit.ly/2ELgbPK>.
- Bristow, D. y C. Kennedy (2013). «Urban metabolism and the energy stored in cities: Implications for resilience». En: *Journal of Industrial Ecology* 17.5, 656-667. Online: <https://bit.ly/3fslssb>.









- Brown, T. y col. (2018). «Response to 'Burden of proof: A comprehensive review of the feasibility of 100% renewable-electricity systems'». En: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 92, 834-847. Online: <https://bit.ly/33sOJk4>.
- Budí, A. (2016). «Estimación del potencial energético de la biomasa residual agrícola y análisis de aprovechamiento en los municipios de la comarca del Alto Palancia». Tesis de mtría. Universitat Jaume I.
- CONAFOR (2013). *Fichas técnicas sobre características tecnológicas y usos de maderas comercializadas en México*. URL: <https://bit.ly/2EOJH7f>.
- Déjardin, A. y col. (2010). «Wood formation in Angiosperms». En: *Comptes rendus biologies* 333.4, 325-334. Online: <https://bit.ly/39VAA04>.
- Emac (2018). *Empresa Municipal De Aseo De Cuenca*. Municipio de Cuenca.
- Franco, M. (2012). *Análisis de los cambios en la cobertura y funcionalidad de áreas verdes en la Zona Metropolitana de la Ciudad de Mérida (ZMM)*. Inf. téc.
- Gutiérrez, A. y col. (2015). «Parcela permanente de monitoreo de bosque de galería, en Puerto Gaitán, Meta». En: *Corpoica. Ciencia y Tecnología Agropecuaria* 16.1, 113-129. Online: <https://bit.ly/2DAB4g9>.
- INEC (2016). *Proyecciones poblacionales, Proyección de la Población Ecuatoriana, por años calenario, según cantones 2010-2020*. Inf. téc. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos.
- Kook, J. W. y S. H. Lee (2015). «Analysis of biomass energy potential around major cities in South Korea». En: *Applied Chemistry for Engineering* 26.2, 178-183. Online: <https://bit.ly/2XvqwpX>.
- Lahoz, E. (2010). «Reflexiones medioambientales de la expansión urbana». En: *Cuadernos geográficos* 46.46, 293-313. Online: <https://bit.ly/3fs0WYQ>.
- Manzano, F. y col. (2012). «Insects for biodiesel production». En: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16.6, 3744-3753. Online: <https://bit.ly/3icZ08n>.
- Minga, D. y A. Verdugo (2016). *Árboles y arbustos de los ríos de Cuenca*. Vol. Online: <https://bit.ly/2DoEt1M>. Cuenca: Universidad del Azuay.
- Olsson, U. (2005). «Confidence intervals for the mean of a log-normal distribution». En: *Journal of Statistics Education* 13.1. Online: <https://bit.ly/3ftC570>.
- Ortiz T., L (2013). *Estudio de caracterización de las biomasa forestales de interés energético existentes en el sur de Galicia y norte de Portugal*. Tesis de mtría. Online: <https://bit.ly/33xLiX>: Universidad de Vigo.
- Ortiz, P. (2018). «Plan de acción territorial para la implantación de infraestructura verde en la ciudad de Cuenca». Tesis de mtría. Universidad de Cuenca.
- Özdemir, Z. y A. Gencer (2016). «Determination of the Biomass Potential in Kırklareli Province Based on Agricultural Residues». En: *8TH EGE ENERGY SYMPOSIUM AND EXHIBITION, At Afyonkarahisar, TURKEY*. Ed. por I. Dincer, C.O. Colpan y F. Kadioglu. New York. doi: 10.1007/978-1-4614-7588-0.: Springer.
- Panepinto, D., F. Viggiano y G. Genon (2014). «The potential of biomass supply for energetic utilization in a small Italian region: Basilicata». En: *Clean Technologies and Environmental Policy* 16.5, 833-845. Online: <https://bit.ly/2ELuAvi>.
- Parthiban, S., N. Thummalu y A. Christy (2015). «Ndvi: Vegetation change detection using remote sensing and gis - A case study of Vellore District». En: *Procedia Computer Science* 57, 1199-1210. Online: <https://bit.ly/2XsERmJ>.
- Pérez, J., D. Borge y J. Agudelo (2010). «Proceso de gasificación de biomasa: una revisión de estudios teórico-experimentales». En: *Revista facultad de ingeniería Universidad de Antioquia* 52, 95-107. Online: <https://bit.ly/2BZQ46F>.
- Plan Estratégico Cuenca 2020 (2004). Ed. por Comité Ejecutivo. Municipio de Cuenca. Online: <https://bit.ly/33tA7kA>.
- Rabatel, G., N. Gorretta y S. Labbé (2011). «Getting NDVI spectral bands from a single standard RGB digital camera: a methodological approach». En: *Conference of the Spanish Association for Artificial Intelligence*, 333-342. Online: <https://bit.ly/2Pph9mP>.
- Roberts, J. y col. (2015). «Assessment of dry residual biomass potential for use as alternative energy source in the party of General Pueyrredón, Argentina». En: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 41, 568-583. Online: <https://bit.ly/30rHxCQ>.
- Shi, Y. y col. (2013). «Garden waste biomass for renewable and sustainable energy production in China: Potential, challenges and development». En: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 22, 432-437. Online: <https://bit.ly/3fvV3cS>.

- Vassilev, S. y col. (2010). «An overview of the chemical composition of biomass». En: *Fuel* 89.5, 913-933. Online:<https://bit.ly/30ttf4L>.
- Yaman, S. (2004). «Pyrolysis of biomass to produce fuels and chemical feedstocks». En: *Energy conversion and management* 45.5, 651-671. Online:<https://bit.ly/2EIDSYX>.
- Yemshanov, D. y col. (2014). «Cost estimates of post harvest forest biomass supply for Canada». En: *Biomass and Bioenergy* 69, 80-94. Online:<https://bit.ly/3fz0iZj>.



ALMACENAMIENTO DE AGUA DE LLUVIA EN MEDIOS URBANOS UTILIZANDO TECHOS VERDES

RAINWATER STORAGE IN URBAN ENVIRONMENTS USING GREEN ROOFS

Nelson Andrés López Machado¹ , Christian Gonzalo Domínguez
Gonzalez² , Wilmer Barreto³ , Néstor Méndez⁴ , Leonardo José López
Machado¹ , María Gabriela Soria Pugo² , Ronnie Xavier Lizano Acevedo⁵  y
Vanessa Viviana Montesinos Machado⁴ 

¹ Pontificia Universidad Católica de Chile, Av Libertador Bernardo O'Higgins 340, Santiago, Región Metropolitana, Chile.

² Departamento de Ingeniería Civil, Universidad Politécnica Salesiana. Av. Morán Valverde s/n y Rumichaca. Campus Sur. Quito, Ecuador.

³ Departamento de Ingeniería Ambiental, Universidad Católica de Temuco. Av Manuel Montt 56, Temuco, Araucanía, Santiago, Chile.

⁴ Departamento de Ingeniería Civil, Universidad Centroccidental Lisandro Alvarado. Av. Carrera 19 entre calles 8 y 9, Barquisimeto 3001, Lara, Venezuela.

⁵ Carrera de Ingeniería Ambiental, Grupo de Investigación en Ciencias Ambientales GRICAM, Universidad Politécnica Salesiana. Av. Morán Valverde y Rumichaca, Quito.

*Autor para correspondencia: nalopez4@uc.cl

Manuscrito recibido el 9 de julio de 2019. Aceptado, tras revisión, el 4 de mayo de 2020. Publicado el 1 de septiembre de 2020.

Resumen

El siguiente artículo de investigación trata sobre el uso de techos verdes como almacenadores de agua de lluvia en su matriz de suelo. La metodología es analítica basada en modelos matemáticos, en donde se compara la escorrentía producida en un urbanismo con condiciones actuales de techos ordinarios con materiales cerámicos o bituminosos como escenario original, contra otro donde se usan techos verdes. La zona de estudio se ubica en el municipio Palavecino del estado Lara en Venezuela, en la zona de inundación de la Quebrada Tabure. En esta investigación se empleó la comparación cuantitativa de los hidrogramas de escorrentía directa de los escenarios planteados, obteniendo como resultado principal, la reducción de la escorrentía. Un punto interesante de esta investigación fue la incorporación del tránsito de hidrogramas en los techos, reduciendo aún más el caudal pico y el tiempo al pico de los hidrogramas generados.

Palabras clave: Techos verdes, escorrentía, hidrogramas, caudal pico, almacenamiento de agua de lluvia, tránsito

de hidrogramas.

Abstract

This article discusses the use of green roofs as rainfall water storage in its soil matrix. The methodology is analytical based on mathematical models, where runoff produced in an urban area is compared with current conditions of ordinary roofs with ceramic or bituminous materials as the original scenario, against another where green roofs are used. The study area is located in the Palavecino municipality of Lara state in Venezuela, in the flood zone of Quebrada Tabure. In this research, a quantitative comparison of the direct runoff hydrographs of the proposed scenarios was used, obtaining as a main result the reduction of runoff between 60% and 80% according to the period of return. An interesting point of this research was the incorporation of the routing of hydrographs on the roofs, reducing even more the peak flow over 90%, and delaying the peak time of the generated hydrographs between 10 and 12 minutes while the total duration of the hydrographs increase more than three times.

Keywords: Green roofs, runoff, hydrographs, peak flow, rainwater storage, routing hydrographs.

Forma sugerida de citar: López, N., Domínguez, C., Barreto, W., Méndez, N., López, L., Soria, M., Lizano, R. y Montesinos, V. (2020). Almacenamiento de agua de lluvia en medios urbanos utilizando techos verdes. *La Granja: Revista de Ciencias de la Vida*. Vol. 32(2):54-71. <http://doi.org/10.17163/lgr.n32.2020.05>.

IDs Orcid:

Nelson López: <http://orcid.org/0000-0002-3111-7952>

Christian Domínguez: <http://orcid.org/0000-0003-2971-7163>

Wilmer Barreto: <http://orcid.org/0000-0002-1861-0742>

Néstor Méndez: <http://orcid.org/0000-0003-1300-5049>

Leonardo López: <http://orcid.org/0000-0002-1562-0662>

María Gabriela Soria: <http://orcid.org/0000-0001-9045-0870>

Ronnie Lizano: <http://orcid.org/0000-0002-9490-8882>

Vanessa Montesinos: <http://orcid.org/0000-0002-5355-5099>

1 Introducción

El urbanismo tiene un impacto en el cambio de uso del suelo y en la hidrología local, acompañado de otros efectos negativos. El crecimiento continuo de las ciudades ha aumentado la proporción de áreas impermeables. La impermeabilización progresiva e incontrolada de superficies altera el ciclo hidrológico (Figura 1), disminuyendo la respuesta de una cuenca a un evento de lluvia, aumentando el volumen de agua drenada y, por lo tanto, disminuyendo

la recarga a los acuíferos. Además, el crecimiento de ciudades sin planificación urbana puede ocasionar la alteración de los cursos naturales, generando la necesidad de construir canales artificiales que eventualmente conducen a peores problemas en términos de drenaje urbano, como inundaciones, colapso de drenajes longitudinales y transversales y retrasos durante las horas de trabajo de los habitantes, además de los problemas sociales causados por las razones antes mencionadas.



Figura 1. Efecto de la construcción en el ciclo hidrológico.

El agua tiene un ciclo que mantiene un equilibrio entre la evaporación, escorrentía, precipitación, infiltración, evapotranspiración, entre otros, que se puede traducir según Chow, Maidment y Ways (1994) como se muestra en la Ecuación 1. Donde P es el total de la densidad de la precipitación, P_e es la densidad de la precipitación que causa la escorrentía, I_a es la abstracción inicial, F_a es la cantidad de agua retenida en la cuenca y E es la evaporación relacionada con la vegetación o las propiedades de la cuenca.

$$P = P_e + I_a + F_a + E \quad (1)$$

En estos procesos, los canales naturales toman ciertas dimensiones para hacer transitar la escorrentía generada, un proceso que es naturalmente lento dependiendo de las características de la cuenca, suelo, vegetación, entre otros. En el caso de las zonas urbanas, el proceso de infiltración se reduce, por lo que la escorrentía generada es mucho mayor y los canales naturales no son capaces de hacer circular el nuevo flujo máximo. Otro problema ge-

nerado por la construcción sin reposicionamiento de zonas verdes es el efecto isla de calor urbana, que se genera en zonas que son significativamente más cálidas que las zonas rurales cercanas, ya que la producción de oxígeno disminuye y la de dióxido de carbono aumenta (Arabi y col., 2015). Además es necesario tener en cuenta los eventos intensos de lluvia incrementados por el cambio climático (Olivares, 2018; Serrano y col., 2012; Serrano, Ruíz y Bersosa, 2017; Ilbay-Yupa, Zubietta y Lavado-Casimiro, 2019). Igualmente, la cerámica y los materiales bituminosos retienen mucho más calor que el suelo con vegetación, contribuyendo también a este efecto. Según EPA (2018), los techos verdes se pueden definir como un techo con vegetación. Los componentes de las cubiertas verdes pueden variar, pero básicamente consisten en vegetación, sustrato de crecimiento, capa de filtro, capa de drenaje, capa de impermeabilización y barrera de raíz (Minke, 2017; Vijayaraghavan, 2016).

Según Berardi, GhaffarianHoseini y Ghaffarian-

Hoseini (2014) y Minke (2017), los techos verdes se pueden clasificar en dos tipos basados en el espesor del sustrato de crecimiento; (i) techos verdes extensivos que generalmente tienen un espesor de sustrato de crecimiento por debajo de 20 cm, un peso máximo de 150 kg/m^2 y no necesitan riego porque su vegetación es común, como musgo y hierba; y, ii) techos verdes intensivos, que tienen un espesor de sustrato de crecimiento superior a 20 cm generando un peso total superior a 300 kg/m^2 y necesitan drenaje y riego debido a la vegetación utilizada. Los techos verdes tienen múltiples aplicaciones, y una de ellas es retener y almacenar el agua de lluvia, disminuyendo la escorrentía, y por lo tanto el impacto del efecto isla de calor (EPA, 2018), y la deforestación en entornos urbanos, disminuyendo el impacto negativo en la fauna local.

Otro beneficio es que los techos verdes podrían ser una solución como alternativa para recuperar los espacios verdes en zonas urbanizadas (Berardi, GhaffarianHoseini y GhaffarianHoseini, 2014). Según BCIT (2018), Minke (2017), Berardi, GhaffarianHoseini y GhaffarianHoseini (2014) y Technology (2018) los techos verdes tienen muchos beneficios, como por ejemplo ampliar la vida útil del techo hasta por 60 años; recuperar los espacios muertos y transformarlos en espacios de jardín; reducir la escorrentía de aguas pluviales y el efecto “isla de calor” (EPA, 2018); disminuir el smog, el ruido, la demanda de energía y el impacto del monóxido de carbono y mejorar la calidad del aire; evitar el desbordamiento combinado del alcantarillado; eliminar la contaminación por nitrógeno de la lluvia; neutralizar el efecto de lluvia ácida; restaurar el hábitat de la vida silvestre; mejorar la calidad del aire urbano, entre otros.

Los techos verdes son una parte importante en los Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS), que tratan de recuperar el ciclo natural del agua en la ciudad. Los SUDS se encuentran dentro de las estrategias utilizadas para mejorar el funcionamiento y la sostenibilidad del desarrollo urbano de las ciudades. Los techos verdes desempeñan un buen papel en las aplicaciones SUDS debido a su capacidad para disminuir la generación de escorrentía de aguas pluviales en términos de reducción de escorrentía, tiempo pico y retraso en el tiempo de concentración (Fioretti y col., 2010). El comportamiento del hidrógrafo se modifica significativamente cuan-

do el flujo máximo se reduce sólo por el cambio en el uso del techo (de techo convencional al verde), y es aún más notable cuando se hace un tránsito para cada techo utilizando estructuras similares a vertederos adicionales a los techos verdes.

El acceso a los espacios verdes en América Latina es muy limitado, especialmente en las zonas periféricas debido a la idea de planificación que está al servicio de zonas con poder socioeconómico (Escobedo y col., 2006; Reyes y Figueroa, 2010; Romero y Vásquez, 2005; Vásquez y Romero, 2008), en este contexto es necesario luchar por la justicia ambiental y espacial que permita a todos los ciudadanos reclamar un acceso urbano verde. Actualmente, la recomendación de la OMS es contar con $9 \text{ m}^2/\text{persona}$ de espacio verde en una ciudad; sin embargo, hay muchas áreas con menos de $1 \text{ m}^2/\text{persona}$. Este análisis lleva a asumir que la construcción espacial ha sido diseñada con la intención de excluir muchas zonas, y las estrategias de justicia ambiental y espacial pueden ayudar a recuperar los espacios urbanos para la silvicultura urbana y periurbana, que se pueden complementar con los techos verdes. Todos estos esfuerzos pueden mejorar a los ecosistemas urbanos y a la calidad de vida de las personas.

Los techos verdes son una de las mejores herramientas para la gestión de aguas pluviales en las zonas urbanas al disminuir las posibilidades de inundación repentina, además, la vegetación en la parte superior de los tejados aumenta la evapotranspiración. Las plantas en crecimiento absorben una cantidad de agua de lluvia, disminuyendo el flujo máximo, la hora pico y la escorrentía. El techo verde tiene la capacidad de capturar las peligrosas partículas de polvo fino del aire que podrían ayudar a mejorar la comodidad de la población en áreas urbanas muy concurridas (Shafique y Rafiq, 2018). Los techos verdes ayudan a reducir la contaminación del aire de dos maneras diferentes. En primer lugar, capturan las partículas finas del polvo o los llamados contaminantes del aire a través de las estomas. En segundo lugar, los techos verdes disminuyen la temperatura superficial que ayuda a la quema de fósiles para satisfacer los requisitos energéticos (Yang, Yu y Gong, 2008).

Según Huang (1994), 1000 m^2 de techos verdes son capaces de eliminar desde 160 kg a 220 kg al

año de polvo, lo que resulta en la mejora del medio ambiente. Se eliminaron un total de 1675 kg de contaminantes del aire en sólo un año en 19,8 hectáreas de cubiertas verdes con un O₃, que representa el 52 % del total, el 27 % del NO₂, el 14 % de PM₁₀ y el 7 % del SO₂. El nivel más alto de reducción de la contaminación atmosférica se produjo en mayo y la cantidad más baja en febrero. La reducción anual por hectárea de techo verde fue de unos 85 kg/ha/año según Yang, Yu y Gong (2008). El autor mencionó que los techos verdes podrían servir como estrategias complementarias en el urbanismo, siendo la estrategia principal la silvicultura y la posibilidad de crear lugares públicos, tales como parques. Además, Connelly y Hodgson (2013) demostraron que los techos verdes son capaces de reducir la frecuencia de ruido en 10 y 20 dB, y también tienen la capacidad de absorber las ondas sonoras y reducir el nivel de sonido en comparación con los techos regulares.

Los techos verdes y las paredes verdes no son las únicas técnicas para la reconciliación con la ecología urbana, también lo son los jardines privados, los parques públicos y la plantación de árboles urbanos (Francis y Lorimer, 2011). Según MacIvor y Lundholm (2011), se recolectaron una variedad de especies de insectos comunes y poco comunes de algunos techos verdes, apoyando la idea de que estos hábitats ayudan a mantener y restaurar la biodiversidad en las ciudades.

2 Bases teóricas

El objetivo principal es determinar el almacenamiento de agua de lluvia en techos verdes utilizando hidrógrafos, por lo tanto, es necesario un método correcto para calcular la escorrentía y lograr el objetivo. Existen varios métodos para determinar los flujos máximos dependiendo de la zona de la cuenca y de los datos disponibles, como el método racional o el método de hidrografía unitaria sin dimensiones (Chow, Maidment y Ways, 1994). El método racional se recomienda para las cuencas cuyas áreas son inferiores a 200 hectáreas, y sus resultados se limitan al valor de flujo máximo, por lo tanto, no es posible obtener la variación de la escorrentía a través del tiempo.

El método de hidrógrafo unitario sin dimensio-

nes permite determinar con un hidrógrafo el comportamiento de la descarga a través del tiempo. Aunque, el método racional podría aplicarse en esta investigación (la superficie del techo es inferior a 200 hectáreas) se utilizó la hidrografía unitaria sin dimensiones para estimar el volumen real de agua de lluvia. En este método, los hidrógrafos se calculan sobre la base de un hidrógrafo unitario sin dimensiones que se obtiene a partir de la observación de hidrógrafos reales. Se necesitan la estimación de la precipitación y la infiltración para determinar el hidrógrafo de una cuenca y los eventos de precipitación máxima (que causan inundaciones. De igual forma, se pueden utilizar varios métodos para estimar la infiltración como Horton, Green-Ampt, y el número de curva propuesto por el Servicio de Conservación del Suelo de los Estados Unidos de América (SCS) (Viola, Hellies y Deidda, 2017).

2.1 Densidad total de la precipitación

Generalmente, la precipitación no tiene una intensidad o comportamiento lineal a lo largo del tiempo, sino que es variado. La precipitación se puede expresar a lo largo del tiempo con un hietograma de precipitación, que distribuye la densidad total del agua de lluvia en varios intervalos de tiempo con una distribución constante o variable. El Servicio de Conservación del Suelo (SCS) propone un método para determinar el hietograma de precipitación, utilizando el hietograma sin dimensiones (Chow, Maidment y Ways, 1994). El hietograma de precipitación necesita estimar la densidad total de lluvia que produce escorrentía, y para ello es necesario construir las curvas de intensidad-duración-frecuencia (IDF). De acuerdo con el tiempo de concentración de la cuenca (tiempo en el que una gota de agua toma para recorrer la distancia desde el punto más lejano de una cuenca hasta su producción) y la intensidad de lluvia dado un cierto período de retorno, la densidad total del agua de lluvia podría determinarse usando la Ecuación 2.

$$P = I * T \quad (2)$$

Donde I es la intensidad de la lluvia (mm/h). P es la densidad de la lluvia (mm). T es la duración de la lluvia (hora). La intensidad se estima con las curvas IDF, que normalmente son conocidas según la región de estudio. El tiempo de concentración se puede calcular utilizando la ecuación de Kirpich (Ecuación 3). Con T_c es el tiempo de concentración de la

cuenca (minutos). L es la longitud del canal (ft, m). S es la pendiente media del canal (ft/ft, m/m).

$$T_c = 0,0078 * \frac{L^{0,77}}{S^{0,385}} \quad (3)$$

2.2 Distribución de la densidad total de la precipitación

Para distribuir la densidad total de las precipitaciones, se utilizó el método de bloque alterno (Chow, Maidment y Ways, 1994). En este método, el tiempo de concentración se divide en sub-intervalos (ΔT) y la intensidad acumulada de la precipitación se calcula utilizando una curva IDF para un período seleccionado de retorno. Para cada sub-intervalo de tiempo, se calcula la intensidad parcial de la lluvia y se determina la densidad de la precipitación (P) utilizando la ecuación 1. Se necesita reorganizar a P , con el fin de trazar en un gráfico (P en el eje vertical vs ΔT en el eje horizontal), el valor más alto de P en el centro del eje horizontal, y luego el segundo valor más alto de P justo en el lado derecho del valor más alto de P , y el tercer valor más alto de P a la izquierda del valor más alto de P , y así sucesivamente (Figura 2).

2.3 Infiltración

La infiltración se calculó utilizando el método de número de curva (Chow, Maidment y Ways, 1994), dependiendo del tipo de suelo, las abstracciones iniciales y la humedad antecedente. La infiltración se puede calcular utilizando la Ecuación 4 (Chow, Maidment y Ways, 1994) con CN el número de curva según NRCS (1973). En esta investigación, se utilizó CN II debido a la zona de estudio que presenta precipitaciones regulares a lo largo del año. S es la capacidad total de retención de agua del suelo (mm). La infiltración en los techos verdes depende del espesor de la matriz del suelo (Sims y col., 2016; Liu y col., 2019).

$$S = \frac{2540}{CN} - 25,4 \quad (4)$$

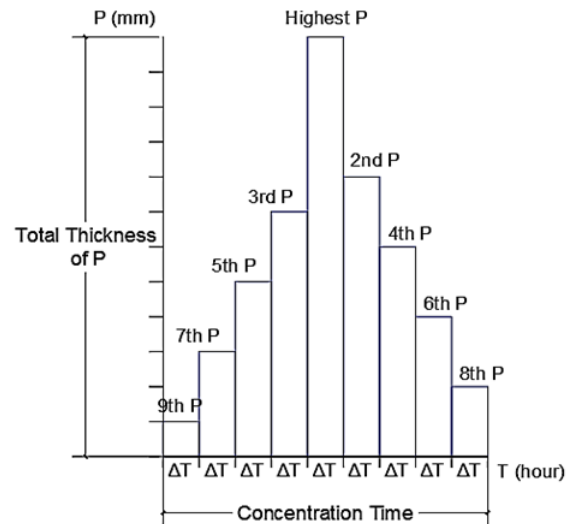


Figura 2. Hietograma de precipitación.

2.4 Estimación de escorrentía del hidrógrafo

La densidad parcial de la escorrentía se calcula utilizando la Ecuación 5, que representa la porción de agua de lluvia que el suelo no puede absorber. Donde S es la capacidad total de retención del agua del suelo (mm). P es la escorrentía del agua de lluvia (mm). Q es la porción del agua de lluvia que el suelo no puede absorber (mm). Si la expresión $P - 0,2 * S$ es menor a cero, entonces no hay escorrentía, porque la infiltración es mayor que el agua de lluvia en mm. La constante sin dimensiones 0,2 se conoce como la abstracción inicial, y representa la porción estimada del suelo que retiene efectivamente el agua. Una vez calculado el valor de Q para cada valor de P , se puede obtener el hidrógrafo para la cuenca de estudio aplicando el hidrógrafo unitario, en la que el eje vertical representa la escorrentía sin dimensiones y el eje horizontal representa el tiempo sin dimensiones para la escorrentía.

$$Q = \frac{(P - 0,2 * S)^2}{(P + 0,8 * S)} \quad (5)$$

Para construir el hidrógrafo unitario debe verse afectado por el tiempo de concentración y el espesor total de la escorrentía. Para transformar el hidrógrafo unitario en el real, el flujo máximo para cada espesor de escorrentía debe calcularse utilizando la Ecuación 6. Donde qp es el flujo máximo (m^3/s), A es el área de la cuenca (km^2), Q es la densidad de la

lluvia (mm) y T_p es el tiempo pico estimado en 60 % del tiempo de concentración.

$$qp = 0,208 * \frac{(A * Q)}{T_p} \quad (6)$$

El tiempo de concentración es el tiempo en donde las precipitaciones alcanzan el punto de estudio (Chow, Maidment y Ways, 1994). Para el drenaje urbano y las cuencas pequeñas, la Ecuación 3 ofrece tiempos de concentración cortos. Sin embargo, se sabe que la escorrentía comienza después de que la superficie está saturada, lo que podría tardar varios minutos e incluso más que el tiempo de concentración calculado. Además, la relación entre la intensidad de las precipitaciones y la duración se evalúa teniendo en cuenta el tiempo de concentración de la superficie de drenaje. Tal relación muestra que la intensidad de la lluvia tiende a ir hacia el infinito con una duración de lluvia corta; por lo tanto, el diseño con estas intensidades podría ser poco realista. Para evitar estos problemas, se ha considerado un tiempo de concentración de 10 minutos si el valor obtenido por la Ecuación 3 es demasiado corto. Esta se utiliza comúnmente en manuales de drenaje para pequeñas cuencas y áreas urbanas (Ramke, 2018; TxDOT, 2019).

2.5 Hidrógrafos de enrutamiento

Los hidrógrafos de enrutamiento se utilizan para simular correctamente la capacidad de almacenamiento de agua del techo verde y su efecto en la generación de escorrentía. Con el fin de disminuir la magnitud del flujo máximo y extender la duración de los hidrógrafos, se debe aplicar un enrutamiento de los mismos. El tránsito de hidrógrafos es un procedimiento que permite calcular un hidrógrafo atenuado de salida con un hidrógrafo de entrada. Cuando se utiliza un hidrógrafo de enrutamiento, el tiempo de flujo máximo se retrasa y se reduce su valor. En algunos casos, si el hidrógrafo de entrada se enruta con posibilidad de almacenamiento, el hidrógrafo de salida tendría un volumen menor que el hidrógrafo de entrada.

El método más común para enrutar un hidrógrafo es el método Runge-Kutta de 3er orden (Chow, Maidment y Ways, 1994), basado en la ecuación de continuidad que se muestra en la Ecuación 7 (Fenton, 2009). Donde dS es el volumen de agua almace-

nado. I_t es el flujo de entrada durante un instante de tiempo, Q_H es el flujo de salida durante un instante de tiempo en una altura de la reserva (en este caso, los vertederos en los techos verdes). El término dS podría expresarse como el cambio de volumen debido al aumento en la reserva, como se muestra en la Ecuación 8.

$$\frac{dS}{dt} = I_t - Q_H \quad (7)$$

$$dS = A(H)dH \quad (8)$$

Donde $A(H)$ es el área de la elevación H , por lo tanto, la Ecuación 6 podría reescribirse como se muestra en la Ecuación 9.

$$\frac{dH}{dt} = \frac{I_t - Q_H}{A(H)} \quad (9)$$

La solución para la Ecuación 8 consiste en la subdivisión de la pendiente $\frac{dH}{dt}$ por tres incrementos para transformar la ecuación diferencial en $\frac{\Delta H}{\Delta t}$, donde ΔH se calcula como se muestra en la Ecuación 10.

$$\Delta H = \frac{\Delta H_2}{4} + \frac{3\Delta H_3}{4} \quad (10)$$

Donde ΔH_1 y ΔH_3 se calculan siguiendo las ecuaciones de la 11 a la 13.

$$\Delta H_1 = \frac{I(t) - Q(H)}{A(H)} \Delta t \quad (11)$$

$$\Delta H_2 = \frac{I\left(t + \frac{\Delta t}{3}\right) - Q\left(H + \frac{\Delta H_1}{3}\right)}{A\left(H + \frac{\Delta H_1}{3}\right)} \Delta t \quad (12)$$

$$\Delta H_3 = \frac{I\left(t + \frac{2\Delta t}{3}\right) - Q\left(H + \frac{2\Delta H_2}{3}\right)}{A\left(H + \frac{2\Delta H_2}{3}\right)} \Delta t \quad (13)$$

Los valores de $Q(H)$ se obtienen mediante la construcción de la curva de "altura-superficie-capacidad", en la que la altura total de la reserva (la matriz del suelo en este caso) se subdivide en intervalos, y el volumen para cada intervalo se calcula utilizando la Ecuación 14. Los valores de $Q(H)$ se

obtienen mediante una interpolación, una vez calculada la altura respectiva para un valor del flujo de entrada (Chow, Maidment y Ways, 1994).

$$V_H = \Delta_H * A \quad (14)$$

3 Metodología

La metodología aplicada para calcular la estimación del almacenamiento de agua de lluvia utilizando techos verdes fue la comparación directa entre la escorrentía producida por un techo ordinario y la escorrentía producida por un techo verde. Se obtuvo la información necesaria para generar los hidrógrafos utilizando un software de licencia gratuita, Quantum Gis (QGIS, 2014), con el fin de crear un mosaico para cubrir el área cerca de la “Quebrada Tabure” en el municipio de Palavecino del estado Lara, Venezuela, utilizando fotografías (archivos de extensión .img) y líneas de contorno como se muestra en la Figura 3. La distribución del techo en cada casa se simplificó en dos secciones con sus respectivas pendientes, por lo que se utilizaron dos

polígonos para simular cada superficie del techo. Se calcularon las curvas IDF utilizando datos de precipitación máxima de las estaciones de precipitación más cercanas a la región de estudio, y aplicando una distribución extrema de tipo I, las curvas IDF se muestran en la Figura 4.

Para cada techo, se calcularon hidrógrafos aplicando la metodología explicada en el punto 2, utilizando un número de curva de 98 y 86, para un techo convencional con materiales bituminosos y techos verdes (relacionadas con el césped), respectivamente. Las entradas de agua de lluvia se estimaron utilizando diferentes períodos de retorno. Una vez construido el hidrógrafo, los volúmenes de agua generados por la escorrentía se pueden estimar utilizando la Ecuación 15. Donde V , es el volumen entre un intervalo de tiempo. Q_{i+1} y Q_i , son dos valores de flujo consecutivos según un intervalo de tiempo. Δt es un intervalo de tiempo seleccionado por el usuario. Las áreas para cada techo se calcularon utilizando Qgis.

$$V = \sum_i^n (Q_{i+1} - Q_i) \Delta t \quad (15)$$



Figura 3. Área de estudio, imagen basada en López, Barreto y Méndez (2014).

4 Resultados

En este artículo sólo se mostrarán los resultados de la cubierta con $I_d = 1$ debido a la magnitud de los datos. Los datos completos de la hidrología se muestran en las Tablas 1 a 5 (datos de Bqto-oficina). El hidrógrafo del techo 1 se muestra en la Figura 5. Cabe destacar que existe una disminución significativa de la escorrentía al usar techos verdes, lo que se puede traducir en el almacenamiento de agua que

está relacionado con el espesor del suelo de la matriz, las especies de vegetación y la porosidad del suelo. El espesor del suelo de la matriz se estimó añadiendo la tasa de infiltración del período de retorno de 50 años y asumiendo una porosidad total del 20%, y una porosidad efectiva del 10%, dando un espesor de 15 cm, pero se utilizó como 20 cm. Las Hidrográficas del techo 1, con y sin techo verde para cada período de retorno se muestran desde la Figura 6 a 8.

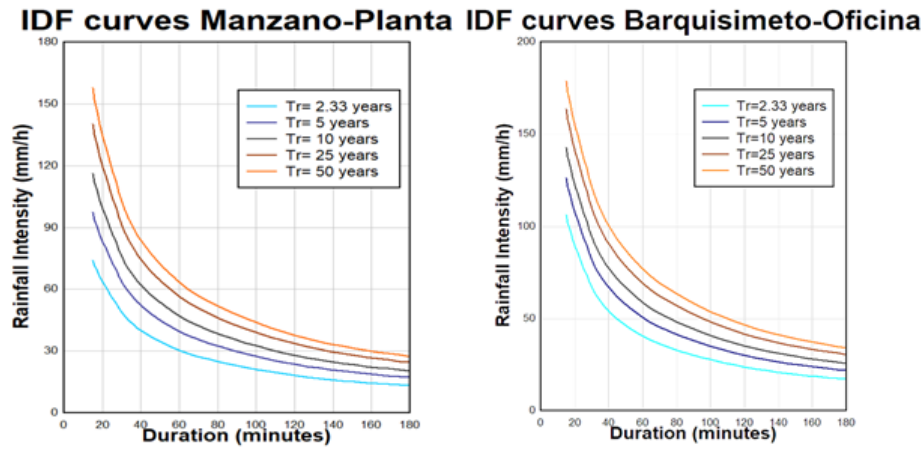


Figura 4. Curvas IDF para la estación “Manzano-Planta” y “Bqto-Oficina”. Imágenes basadas en López, Barreto y Méndez (2014).

Tabla 1. Hidrográficas del techo 1 ($Tr=2,33$ años).

Tiempo (min)	Intensidad (mm/h)	Capa de agua acumulada (mm)	Incremento de la capa de agua (mm)	Capa de infiltración (mm)	Volumen de escorrentía (mm)
0	0	0	0	0	0
1,667	150	4,167	4,167	2,244	0
3,333	150	8,333	4,166	4,167	0
5	150	12,5	4,167	4,047	0,122
6,667	147,895	16,433	3,933	3,416	0,754
8,333	134,474	18,677	2,244	2,713	1,216
10	123,994	20,666	1,989	1,219	0,766

Tabla 2. Hidrográficas del techo 1 ($Tr=5$ años).

Tiempo (min)	Intensidad (mm/h)	Capa de agua acumulada (mm)	Incremento de la capa de agua (mm)	Capa de infiltración (mm)	Volumen de escorrentía (mm)
0	0	0	0	0	0
1,667	160	4,444	4,444	4,444	0
3,333	160	8,889	4,445	4,434	0,009
5	160	13,333	4,444	3,904	0,543
6,667	160	17,778	4,445	3,215	1,225
8,333	160	22,222	4,444	2,705	1,743
10	160	26,667	4,445	2,305	2,145

Se observa que hay una considerable reducción del flujo máximo, también se retrasa el tiempo pico, pero no muy significativamente como se muestra en la Tabla 6. El volumen total de agua de lluvia que podría almacenarse en los techos verdes se deter-

mina a través de la porosidad efectiva de la matriz del suelo. Suponiendo que la porosidad efectiva sea de aproximadamente el 10%, el volumen total de almacenamiento para el techo 1 se muestra en la Tabla 7, y en la Tabla 8 en todos los techos.

Tabla 3. Hidrografías del techo 1 (Tr=10 años).

Tiempo (min)	Intensidad (mm/h)	Capa de agua acumulada (mm)	Incremento de la capa de agua (mm)	Capa de infiltración (mm)	Volumen de escorrentía (mm)
0	0	0	0	0	0
1,667	180	5	5	5	0
3,333	180	10	5	4,93	0,069
5	180	15	5	4,13	0,873
6,667	180	20	5	3,35	1,65
8,333	180	25	5	2,77	2,227
10	167,386	27,898	2,898	1,398	1,499

Tabla 4. Hidrografías del techo 1 (Tr=25 años).

Tiempo (min)	Intensidad (mm/h)	Capa de agua acumulada (mm)	Incremento de la capa de agua (mm)	Capa de infiltración (mm)	Volumen de escorrentía (mm)
0	0	0	0	0	0
1,667	190	5,278	5,278	5,278	0
3,333	190	10,556	5,278	5,157	0,12
5	190	15,833	5,277	4,228	1,05
6,667	190	21,111	5,278	3,408	1,873
8,333	190	26,389	5,278	2,798	2,478
10	190	31,667	5,278	2,348	2,934

Tabla 5. Hidrografías del techo 1 (Tr=25 años).

Tiempo (min)	Intensidad (mm/h)	Capa de agua acumulada (mm)	Incremento de la capa de agua (mm)	Capa de infiltración (mm)	Volumen de escorrentía (mm)
0	0	0	0	0	0
1,667	200	5,556	5,556	5,556	0
3,333	200	11,111	5,555	5,376	0,183
5	200	16,667	5,556	4,326	1,235
6,667	200	22,222	5,555	3,455	2,103
8,333	200	27,778	5,556	2,825	2,733
10	200	33,333	5,555	2,345	3,205

Según la Tabla 6, la retención potencial de agua es mayor para eventos de lluvias pequeñas que para eventos grandes, y está relacionada con el volumen de lluvias y la capacidad de almacenamiento del techo. Las Tablas 7 y 8 muestran el volumen máximo de agua utilizable según un 10% de porosidad efectiva. El volumen real infiltrado de agua se estimó utilizando la Ecuación 15. Con P la densidad total de precipitación (mm), Q_i es la densidad total de infiltración (mm), Q es la densidad de la lluvia

(mm) y E es la evapotranspiración de la vegetación (mm). En esta investigación, $E = 0$. El volumen real de almacenamiento de agua lluvia para el techo 1 se muestra en la Tabla 9, el cual debe incluir la porosidad efectiva, a fin de obtener el volumen utilizable de agua como se muestra en las Tablas 10 y 11. De acuerdo con WRF (2016), la cantidad de agua necesaria en un hogar se observa en la Tabla 12.

$$P = Q_i + Q + E \quad (16)$$

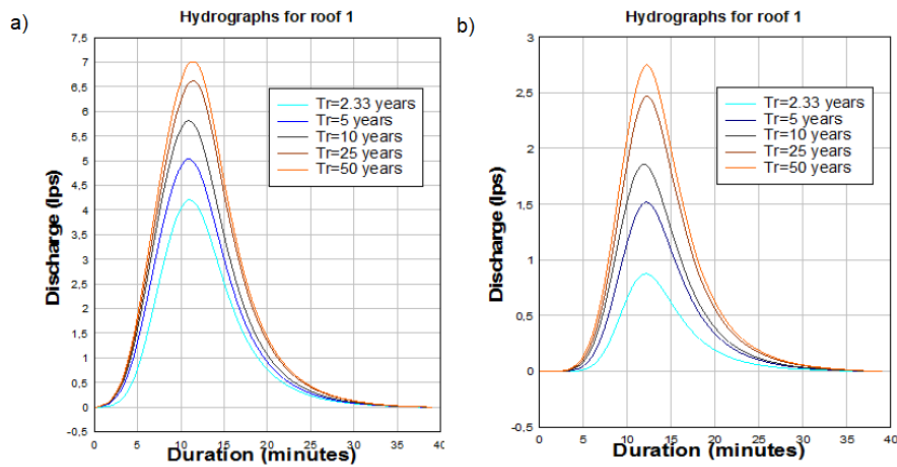


Figura 5. Hidrografía del techo 1 para diferentes períodos de retorno a) con techo verde y b) sin techo verde.

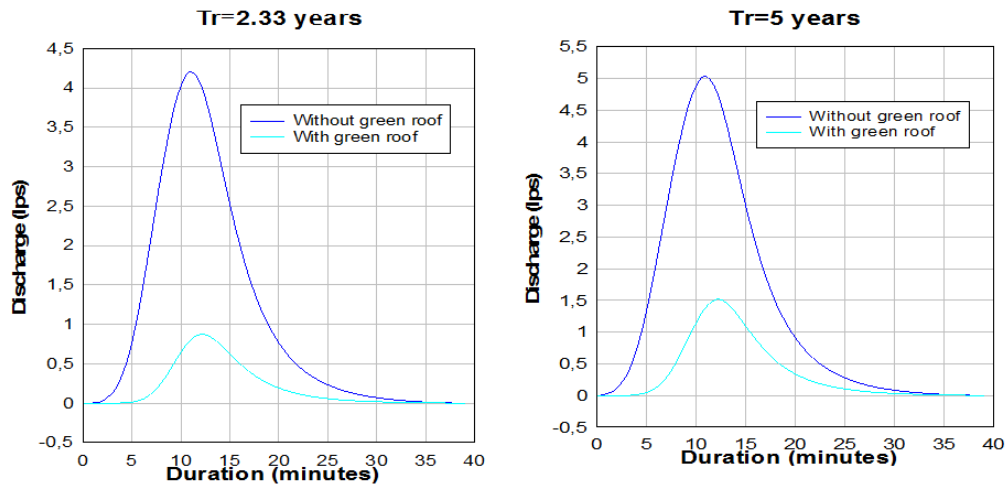


Figura 6. Hidrográficas del techo 1 (2,33 años a 5 años Tr).

Tabla 6. Reducción del pico del flujo e incremento del tiempo de pico para el techo 1.

Tr	Sin techos verdes		Con techos verdes		Reducción del pico del flujo(%)	Retraso en el tiempo pico (tiempo)
	Pico del flujo (lps)	Tiempo pico (min)	Pico del flujo (lps)	Tiempo pico (min)		
2,33	4,16	10,5	0,87	12	0,79	1,14
5	5,00	10,5	1,51	12	0,69	1,14
10	5,77	10,5	1,86	12	0,67	1,14
25	6,54	12	2,45	12	0,62	0,00
50	6,93	12	2,73	12	0,60	0,00

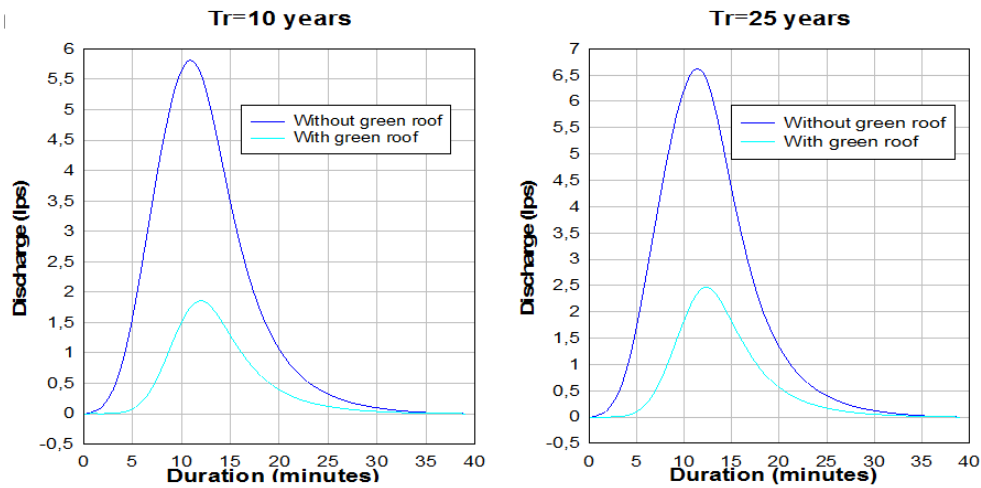


Figura 7. Hidrográficas del techo 1 año a 25 años de Tr.

Tabla 7. Volumen máximo utilizable de agua en el techo verde 1.

ID	Superficie del techo (m^2)	Grosor del suelo (cm)	Porosidad efectiva %	Volumen máximo utilizable de agua (m^3)
1	163,03	20	0,10	3,26

Tabla 8. Volumen máximo utilizable de agua en todos los techos.

ID	Superficie del techo (m^2)	Grosor del suelo (cm)	Porosidad efectiva %	Volumen máximo utilizable de agua (m^3)
1-68	14.554,20	20	0,10	291,08

Tabla 9. El volumen real de infiltración para el techo 1.

ID	Superficie del techo (m^2)	Grosor del suelo (cm)	Porosidad efectiva %	Volumen máximo utilizable de agua (m^3)	Volumen real de infiltración (m^3)				
					2,33	5	10	25	50
1	163,03	20	0,10	3,26	1,98	2,28	2,40	2,59	2,66

Tabla 10. Volumen real utilizable para el techo 1.

ID	Superficie del techo (m^2)	Grosor del suelo (cm)	Porosidad efectiva %	Volumen máximo utilizable de agua (m^3)	Volumen real utilizable (m^3)				
					2,33	5	10	25	50
1	163,03	20	0,10	3,26	0,20	0,23	0,24	0,26	0,27

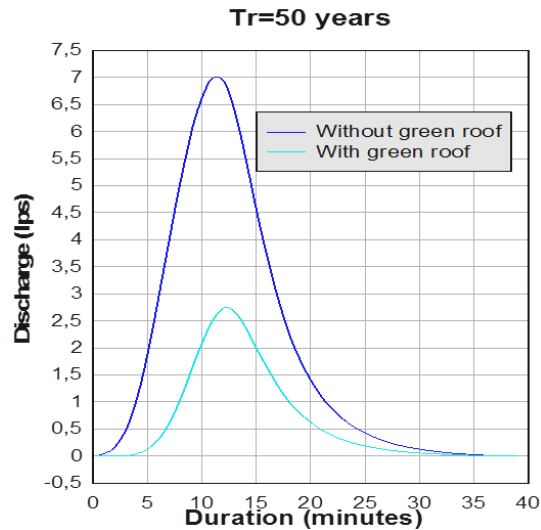


Figura 8. Información hidrológica del techo 1 por 50 años de Tr.

Tabla 11. Volumen real utilizable para todos los techos.

ID	Superficie del techo (m^2)	Grosor del suelo (cm)	Porosidad efectiva %	Volumen máximo utilizable de agua (m^3)	Volumen real utilizable (m^3)				
					2,33	5	10	25	50
1	14554,2	20	0,10	291,08	17,65	20,31	21,44	23,09	23,76

El agua de lluvia almacenada en los techos verdes podría ser reciclada para su uso doméstico. De hecho, el agua de lluvia no se puede utilizar para fines potables sin un tratamiento correcto, pero se puede usar para otros fines, como para el agua del inodoro y el riego. Según WRF (2016), se necesitan 125 litros por hogar/día (33,1 gphd), para el

uso de inodoros. Teniendo en cuenta que, en promedio, una persona utiliza 5 veces el inodoro al día, si una parte del agua de lluvia pudiera almacenarse para ser utilizada para los inodoros, el propio urbanismo (68 casas) podría suministrar la demanda de agua como se muestra en la Tabla 13.

Tabla 12. Cantidad de agua necesaria en litros por hogar y por día. Fuente WRF (2016).

Uso del agua	Cantidad (lphd)
Retrete	125.3 (24 %)
Ducha	106.4 (20 %)
Grifos	99.6 (19 %)
Lavadora de ropa	85.9 (16 %)
Fugas	64.4 (12 %)
Otras	20.1 (4 %)
Bañera	13.6 (3 %)
Lavaplatos	6.1 (1 %)
Total	521.3 (100 %)

Además, se podría obtener una significativa reducción del flujo máximo si se utilizan estructuras como los vertederos rectangulares en techos, como se muestra en la Figura 9. En las Figuras 10, 11 y 12 se puede observar el hidrógrafo de salida del techo 1 al aplicar el enrutamiento de los hidrógrafos, utilizando 2 vertederos de 10 cm de longitud y 10 cm de altura para cada período de retorno. Los techos

verdes son un buen reductor del flujo máximo, pero al combinarlos con los vertederos, la reducción del caudal máximo es aún mejor, aunque el volumen producido es el mismo, es decir, no hay almacenamiento adicional de agua para el uso de vertederos. Finalmente, el flujo máximo total para cada período de retorno se muestra en las Tablas 14 y 15.

Tabla 13. Días de suministro para los aseos (68 viviendas).

Tr	Agua almacenada (liters)	Suministro diario
2,33	17 652,68	2,08
5	20 308,50	2,39
10	21 441,40	2,52
25	23 086,58	2,72
50	23 755,79	2,79

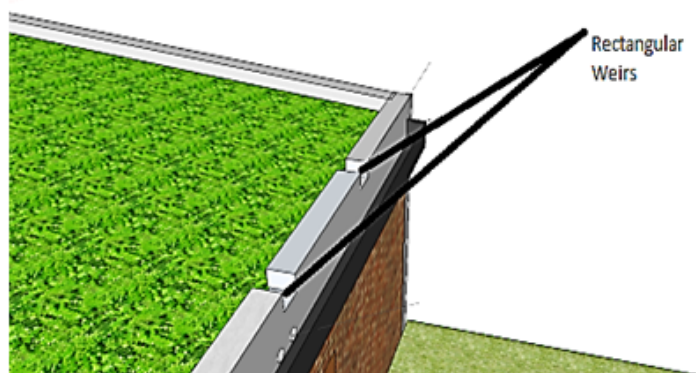


Figura 9. Vertederos rectangulares en los techos verdes.

Tabla 14. Flujo máximo para cada escenario (techo 1).

Tr	Flujo máximo (lps)			Reducción del flujo máximo (%)		Duración del hidrógrafo (min)	
	Techo ordinario	Techo verde	Techo verde y enrutamiento (vertederos)	Techo verde	Techo verde y enrutamiento (vertederos)	Techo verde	Techo verde y enrutamiento (vertederos)
2,33	4,161	0,874	0,064	78,995	98,462	40,0	>200
5	5,004	1,514	0,114	69,744	97,722	40,0	>200
10	5,778	1,86	0,15	67,809	97,404	40,0	>200
25	6,547	2,458	0,232	62,456	96,456	40,0	>200
50	6,936	2,738	0,27	60,525	96,107	40,0	>200

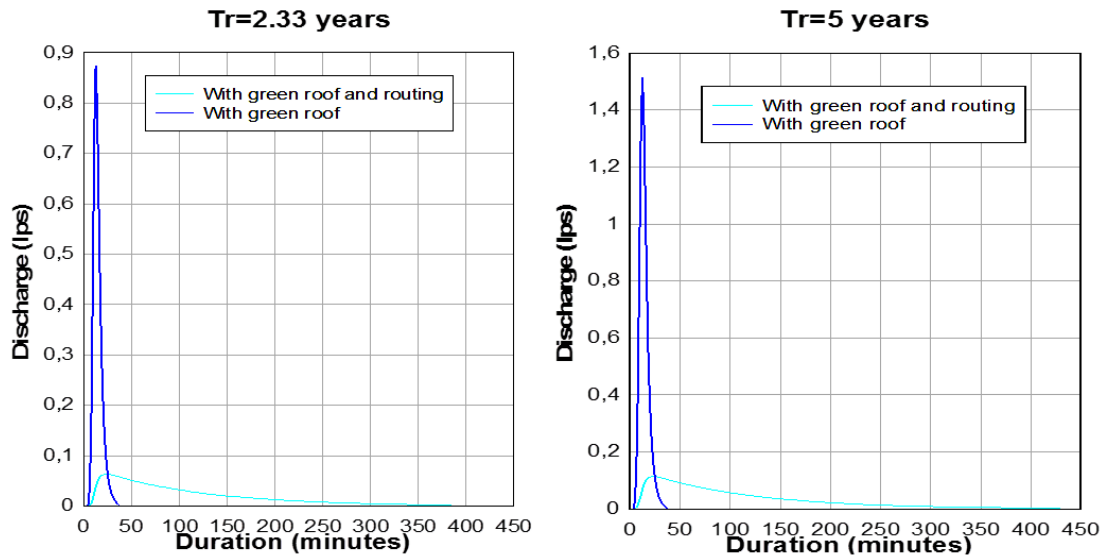


Figura 10. Hidrógrafos del techo 1 durante 2,33 años y 5 años de Tr.

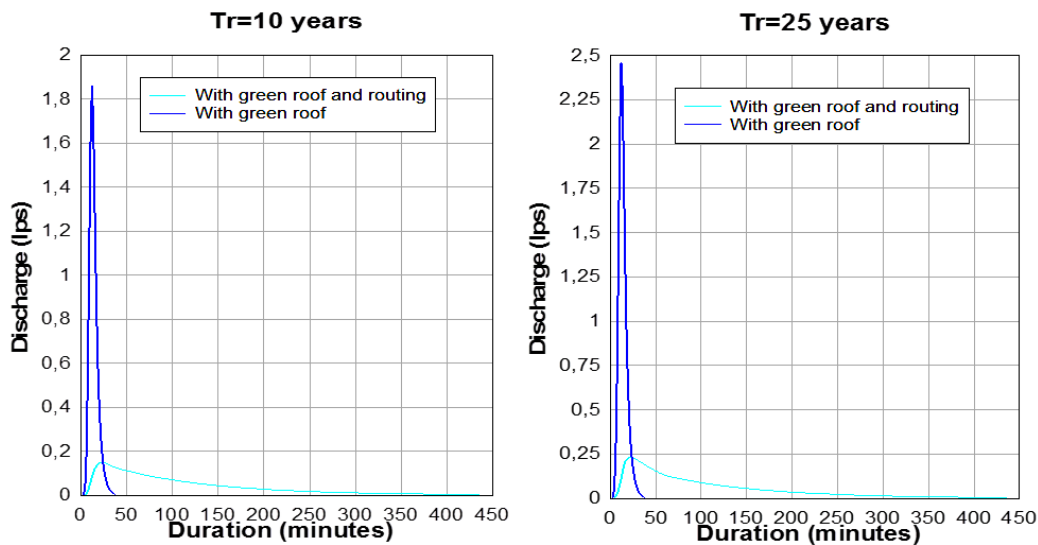


Figura 11. Hidrógrafos del techo 1 durante 10 años y 25 años de Tr.

Según la Tabla 14, la reducción del flujo máximo es superior al 96%, suponiendo a CN II y una primera lluvia, pero estos resultados podrían verse afectados por los continuos eventos de lluvia.

Otra ventaja de utilizar los techos verdes y su enrutamiento es el diseño del drenaje urbano, y según la Tabla 16, existe una reducción significativa del volumen (techo ordinario vs techo verde) y la duración del hidrografismo (techo verde vs techo verde y verdederos), lo que significa un impacto positivo en el sistema de drenaje. La disminución en el flujo máxi-

mo requerirá tuberías con diámetros más pequeños y pendientes más bajas que componen el sistema de drenaje, y usando la ecuación de dotación, a través de la cual el diámetro de las tuberías hará fluir el flujo total del urbanismo (Ecuación 17). Con Q la descarga, S la pendiente de la tubería, A es el área del flujo, R es la relación hidráulica y n es la rugosidad de la tubería.

$$Q = \frac{\sqrt{S} * A * R^{\frac{2}{3}}}{n} \quad (17)$$

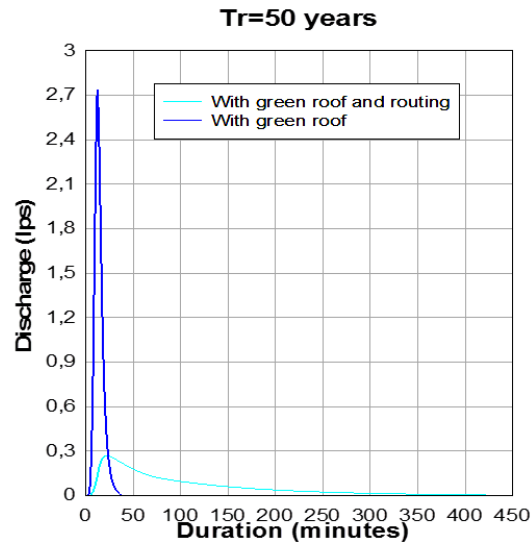


Figura 12. Hidrógrafos del techo 1 durante 50 años de Tr.

Tabla 15. Flujo máximo para cada escenario (todos los techos).

Tr	Flujo máximo (lps)		
	Techo ordinario	Techo verde	Techo verde y enrutamiento (vertederos)
2,33	371,491	77,978	4,395
5	446,689	135,007	7,941
10	515,813	165,995	10,505
25	584,451	219,436	16,175
50	619,191	244,369	18,82

Tabla 16. Diámetro requerido para cada escenario.

Tr	Techo ordinario	Diámetro requerido (mm)	Pendiente mínima (m/m)	Techo verde	Diámetro requerido (mm)	Pendiente mínima (m/m)	Techo verde y enrutamiento	Diámetro mínimo (mm)	Pendiente mínima (m/m)
2,33	371,491	500	0,01	77,978	280	0,005	4,395	200	0,005
5	446,689	500	0,01	135,007	315	0,01	7,941	200	0,005
10	515,813	500	0,01	165,995	355	0,01	10,505	200	0,005
25	584,451	500	0,02	219,436	355	0,02	16,175	200	0,005
50	619,191	500	0,02	244,369	355	0,02	18,82	200	0,05

Vale la pena destacar que existe una reducción significativa en los diámetros para el drenaje urbano (Locatelli y col., 2014; Pradhan, Al-Ghamdi y Mackey, 2019), casi un 100% de la reducción. De igual forma, estos resultados son válidos en casos del primer lavado o la primera lluvia, debido a que los techos verdes saturan más rápido la matriz del suelo, por lo que los resultados continuos de lluvia para el drenaje podrían verse afectados.

5 Conclusiones

Los techos verdes, además de ofrecer una buena alternativa ecológica para reponer zonas verdes en las áreas urbanas, también ofrecen una alternativa viable para la recogida y almacenamiento de agua de lluvia, que, según este estudio, puede alcanzar entre 2 y 3 días de uso para los baños en las zonas urbanas (según la intensidad de las precipi-

taciones), que podrían representar ahorros para la economía de los habitantes y a un nivel macro, para la economía del estado.

Además, la colocación de estructuras reguladoras del caudal, como los vertederos, ofrecen una ventaja en la producción del pico máximo de los hidrógrafos de los techos y por lo tanto de la urbanización. Según los resultados del urbanismo para las primeras lluvias, el uso combinado de techo verde y vertederos ofrecen un retraso significativo en la duración total de los hidrógrafos, casi tres veces más en comparación con el techo convencional (bajo las condiciones estudiadas en esta investigación), ayudando con el drenaje urbano y reduciendo los diámetros comerciales de las tuberías casi a la mitad del tamaño.

El almacenamiento de agua para diversos usos durante la vida útil de la casa, ayuda a preservar el nivel de agua de los embalses y de los flujos ecológicos de los canales naturales y su sección transversal; el almacenamiento de agua de lluvias propuesto en esta investigación tiene un buen rendimiento no sólo para ser usado en el drenaje, sino en el hecho, pues retrasa el tiempo máximo de flujo del urbanismo y la duración total del hidrógrafo, creando una brecha entre el flujo máximo hidrológico del urbanismo y el flujo máximo hidrológico de los canales naturales para la descarga, disminuyendo así el riesgo de inundaciones.

Se recomienda realizar un estudio sobre el retención de agua no sólo desde el techo, sino también desde el hidrógrafo con estructuras de almacenamiento para aumentar la capacidad de almacenamiento del agua de lluvia; de igual forma, llevar a cabo estudios para determinar la CN real para estas estructuras.

Referencias

- Arabi, R. y col. (2015). «Mitigating urban heat island through green roofs». En: *Current World Environment* 10.1, 918-927. Online: <https://bit.ly/2ViMLOt>.
- BCIT (2018). *Centre for Architectural Ecology*. Último acceso: 21 August 2018. URL: <https://bit.ly/382iGYr>.
- Berardi, U., A. GhaffarianHoseini y A. GhaffarianHoseini (2014). «State-of-the-art analysis of the environmental benefits of green roofs». En: *Applied Energy* 115, 411-428. Online: <https://bit.ly/3fZiYxn>.
- Chow, V. T., D. Maidment y L. Ways (1994). *Hidrología Aplicada*. Ed. por McGraw Hill. Bogotá.
- Connelly, Maureen y Murray Hodgson (2013). «Experimental investigation of the sound transmission of vegetated roofs». En: *Applied Acoustics* 74.10, 1136-1143. Online: <https://bit.ly/2ZeDIEZ>.
- EPA, A. E. P. (2018). *Reducing Urban Heat Islands: Compendium of Strategies. Green roofs*. Ed. por United States Environmental Protection Agency. Último acceso: 18 August 2018. URL: <https://bit.ly/3evszQZ>.
- Escobedo, F. y col. (2006). «The socioeconomics and management of Santiago de Chile's public urban forests». En: *Urban Forestry & Urban Greening* 4.3-4, 105-114. Online: <https://bit.ly/3fWDgfG>.
- Fenton, J. (2009). «Reservoir routing». En: *Hydrological Sciences Journal* 37.3, 233-246. Online: <https://bit.ly/3i3FP1y>.
- Fioretti, R. y col. (2010). «Green roof energy and water related performance in the Mediterranean climate». En: *Building and environment* 45.8, 1890-1904. Online: <https://bit.ly/2VghyeI>.
- Francis, R. y J. Lorimer (2011). «Urban reconciliation ecology: the potential of living roofs and walls». En: *Journal of environmental management* 92.6, 1429-1437. Online: <https://bit.ly/2Zhhj4u>.
- Huang, J (1994). *Roof garden design and construction*. Ed. por China Forestry Press. Beijing.
- Ilbay-Yupa, M., B.R. Zubieta y W. Lavado-Casimiro (2019). «Regionalización la precipitación agresividad y concentración la Cuenca del ruayas, Ecuador». En: *La Granja: Revista de Ciencias de la Vida*. 30.2, 57-76. Online: <https://bit.ly/2P9eCNE>.
- Liu, Wen y col. (2019). «The influence of structural factors on stormwater runoff retention of extensive green roofs: new evidence from scale-based models and real experiments». En: *Journal of Hydrology* 569, 230-238. Online: <https://bit.ly/2BL92gJ>.
- Locatelli, L. y col. (2014). «Modelling of green roof hydrological performance for urban drainage applications». En: *Journal of Hydrology*.
- López, N., W. Barreto y N. Méndez (2014). «Techos verdes como solución al problema de inundaciones».

- nes en medios urbanos». En: *Gaceta Técnica DIC* 14, págs. 9-20.
- MacIvor, J. y J. Lundholm (2011). «Insect species composition and diversity on intensive green roofs and adjacent level-ground habitats». En: *Urban ecosystems* 14.2, 225-241. Online: <https://bit.ly/3g1iZ8J>.
- Minke, G. (2017). «Inclined Green Roofs - Ecological and Economical Advantages, Passive heating and cooling effect.». En: *Conference Central Europe towards Sustainable Building: proceedings*. Ed. por Faculty of Civil Engineering. Czech Technical University, Prague, Czech Republic.
- NRCS (1973). *A Method for Estimating Volume and Rate of Runoff in Small Watersheds*. Último acceso: 18 August 2018. URL: <https://bit.ly/3eDmqCf>.
- Olivares, B. O. (2018). «Condiciones tropicales de la lluvia estacional en la agricultura de secano de Carabobo, Venezuela.». En: *La Granja: Revista de Ciencias de la Vida*. 27.1, 86-102. Online: <https://bit.ly/3hRE7iL>.
- Pradhan, S., S. Al-Ghamdi y H. Mackey (2019). «Greywater recycling in buildings using living walls and green roofs: A review of the applicability and challenges». En: *Science of The Total Environment* 652, 330-344. Online: <https://bit.ly/2YDkBQ4>.
- QGIS, Development Team (2014). *QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project*. URL: <http://qgis.osgeo.org>.
- Ramke, H (2018). «Solid Waste Landfilling». En: Elsevier. Cap. 8.2 Drainage Systems-Collection of Surface Runoff and Drainage of landfill Top Cover Systems, págs. 373-416.
- Reyes, S. e I. Figueroa (2010). «Distribución, superficie y accesibilidad de las áreas verdes en Santiago de Chile». En: *EURE (Santiago)* 36.109, 89-110. Online: <https://bit.ly/3dBLFDU>.
- Romero, H. y A. Vásquez (2005). «La comodificación de los territorios urbanizables y la degradación ambiental en Santiago de Chile». En: *Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales* 9.194, 1-68. Online: <https://bit.ly/383rE7U>.
- Serrano, S., J. C. Ruíz y F. Bersosa (2017). «Heavy rainfall and temperature projections in a climate change scenario over Quito, Ecuador.». En: *La Granja: Revista de Ciencias de la Vida*. 25.1, 16-32. Online: <https://bit.ly/313gsFn>.
- Serrano, S. y col. (2012). «Ansis estadico de datos meteorolos mensuales y diarios para la determinaci variabilidad climca y cambio climco en el Distrito Metropolitano de Quito». En: *La Granja: Revista de Ciencias de la Vida*. 16.2, 23-47. Online: <https://bit.ly/3fIS7iV>.
- Shafique M. and Kim, R. y M. Rafiq (2018). «Green roof benefits, opportunities and challenges—A review». En: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 90, 757-773. Online: <https://bit.ly/2NwCF8a>.
- Sims, A. y col. (2016). «Retention performance of green roofs in three different climate regions». En: *Journal of Hydrology* 542, 115-124. Online: <https://bit.ly/2CENbbm>.
- Technology, G. R. (2018). *Advantages of green roofs*. Último acceso: 21 August 2018. URL: <https://greenrooftechology.com>.
- TxDOT, Texas Department of Transportation (2019). *Hydraulic Design Manual*. Último acceso: June 10, 2020. URL: <https://bit.ly/3eDzEPy>.
- Vásquez, A. y H. Romero (2008). «Vegetación Urbana y Desigualdades Socioeconómicas en la comuna de Peñañolen, Santiago de Chile». Tesis de mtría. Universidad de Chile, pág. 102.
- Vijayaraghavan, K. (2016). «Green roofs: A critical review on the role of components, benefits, limitations and trends». En: *Renewable and sustainable energy reviews* 57, 740-752. Online: <https://bit.ly/31n7nsO>.
- Viola, F., M. Hellies y R. Deidda (2017). «Retention performance of green roofs in representative climates worldwide». En: *Journal of Hydrology* 553, 763-772. Online: <https://bit.ly/2A6jlpR>.
- WRF (2016). W.R.F., *Residential End Uses of Water, Version 2. Excecutive report.. s.l.:s.n.*
- Yang, J., Q. Yu y P. Gong (2008). «Quantifying air pollution removal by green roofs in Chicago». En: *Atmospheric environment* 42.31, 7266-7273. Online: <https://bit.ly/2Vlr1BF>.



SUSTENTABILIDAD Y EVALUACIÓN DEL IMPACTO OCASIONADO POR EL RELLENO SANITARIO DEL MUNICIPIO DE CARMEN EN CAMPECHE, MÉXICO

SUSTAINABILITY AND EVALUATION OF THE IMPACT CAUSED BY THE LANDFILL OF THE MUNICIPALITY OF CARMEN, CAMPECHE, MÉXICO

Areli Machorro-Román¹ , Genoveva Rosano-Ortega¹ , María Elena
Tavera-Cortés² , Juan Gabriel Flores-Trujillo³ , María Rosa
Maimone-Celorio¹ , Estefanía Martínez-Tavera¹ , Sonia
Martínez-Gallegos^{4,5}  y Pedro Francisco Rodríguez-Espinosa⁶ 

¹ Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Popular Autónoma del Estado de Puebla. Av. 21 sur, 1103, Barrio de Santiago, 72410, Puebla, México.

² Instituto Politécnico Nacional, Av. Luis Enrique Erro S/N, Unidad Profesional Adolfo López Mateos, Zacatenco, Alcaldía Gustavo A. Madero, 07738, Ciudad de México, México.

³ Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Carmen. Av. 56 No. 4 Esq. Avenida Concordia Col. Benito Juárez, 24180, Ciudad del Carmen, Campeche, México.

⁴ Tecnológico Nacional de México, Avenida Universidad 1200, Colonia Xoco, Coyoacán, 03330, Ciudad de México, México.

⁵ Instituto Tecnológico de Toluca, Av. Tecnológico s/n. Colonia Agrícola Bellavista Metepec, 52149, Edo. De México, México.

⁶ Centro Interdisciplinario de Investigaciones y Estudios sobre Medio Ambiente y Desarrollo (IPN-CIEMAD), Instituto Politécnico Nacional. Calle 30 de junio de 1520, Barrio de la Laguna Ticomán, Del. Gustavo A Madero, C.P. 07340, Ciudad de México, México.

*Autor para correspondencia: mtavera@ipn.mx

Manuscrito recibido el 17 de junio de 2019. Aceptado, tras revisión, el 3 de mayo de 2020. Publicado el 1 de septiembre de 2020.

Resumen

Los indicadores de sustentabilidad permiten evaluar los impactos ambientales relacionados con la estrategia del desarrollo sustentable. Este estudio se realizó en Ciudad del Carmen, Campeche, que es considerada una isla de barrera que se localiza al sureste de México. El municipio canaliza la disposición final de los residuos sólidos urbanos (RSU) a través de un relleno sanitario el cual se encuentra ubicado en una zona de manglar, teniendo un impacto negativo en el medio ambiente lo que incide negativamente en el desarrollo sustentable. Mediante el análisis sedimentológico del subsuelo, se obtuvieron resultados que identificaron la dominancia de arenas carbonatadas, lo que permitió definir un rango de porosidad del 20,2 al 40,1%, y permeabilidad de $\pm 10^{-2}$ - 10^{-4} ms⁻¹ darcys, es decir, los sedimentos

presentan una buena porosidad y una permeabilidad alta. Por su parte, mediante un análisis de la calidad del agua se detectaron concentraciones de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5) y Demanda Química de Oxígeno (DQO) de 63,06 y 1338,13 mg L⁻¹, respectivamente, así como la presencia de concentraciones de trazas de algunos metales pesados. Estos valores permitieron clasificarlo como un cuerpo de agua fuertemente contaminado.

Palabras clave: México, sustentabilidad, residuos, lixiviados, contaminación, agua, sedimentos

Abstract

The sustainability indicators allow the evaluation of the environmental impacts related to the sustainable development strategy. The research was conducted in ciudad del Carmen, Campeche, which is considered a barrier island that is located at the southeast of Mexico. The municipality channels the final disposal of solid urban waste (MSW) through a sanitary landfill which is located in a mangrove area, having a negative impact on the environment, which negatively affects the sustainable development. This research identified a sequence of carbonated sands by means of subsoil sediment analysis, which allowed to define a porosity of 20.2 to 40.1% and a permeability of $\pm 10^{-2}$ - 10^{-4} ms⁻¹, i.e., the sediments have good porous and high permeability. On the other hand, and with respect to water quality, concentrations of BOD_5 and COD in the mangrove were 63.06 and 1338.13 mg L⁻¹, respectively, as well as the presence of trace concentrations of some heavy metals. These values allowed to classify it as a strongly contaminated body of water.

Keywords: Mexico, sustainability, waste, leachate, pollution, water, sediments

Forma sugerida de citar: Machorro, A., Rosano, G., Tavera, M., Flores, J., Maimone, M., Martínez, E., Martínez, S. y Rodríguez, P. (2020). Sustentabilidad y evaluación del impacto ocasionado por el relleno sanitario del Municipio del Carmen en Campeche, México. *La Granja: Revista de Ciencias de la Vida*. Vol. 32(2):72-92. <http://doi.org/10.17163/lgr.n32.2020.06>.

IDs Orcid:

Areli Machorro Román: <http://orcid.org/0000-0003-4666-4489>
Genoveva Rosano-Ortega: <http://orcid.org/0000-0002-7297-3456>
María Elena Tavera-Cortés: <http://orcid.org/0000-0002-2179-2735>
Juan Gabriel Flores-Trujillo: <http://orcid.org/0000-0002-6221-216X>
María Rosa Maimone Celorio: <http://orcid.org/0000-0002-9638-1578>
Sonia Martínez-Gallegos: <http://orcid.org/0000-0002-7297-3456>
Pedro Francisco Rodríguez Espinosa: <http://orcid.org/0000-0002-0443-5728>
Estefanía Martínez Tavera: <http://orcid.org/0000-0003-0449-037X>

1 Introducción

Ciudad del Carmen, Campeche, es una isla de barrera de origen sedimentario de edad Cuaternaria (2,58 Ma. aprox.) (SGM, 2005; CONABIO, 2012; ICS, 2018) localizada al sureste de México (Figura 1). La isla forma parte del sistema de lagunas estuarinas más grande y valiosa de México: la Laguna de Términos (Escudero, Silva y Mendoza, 2014). Este siste-

ma presenta una forma elipsoide con una longitud de 70 Km y un ancho de 30 Km, y cubre un área de 2500 Km², con una profundidad promedio de 3-3,5 m. Los principales ríos que depositan sedimentos en este sistema lagunar son el río Palizada (240 m³ s⁻¹), el río Candelaria (35 m³ s⁻¹) y el río Chumpán (2 m³ s⁻¹), el cual provee una descarga significativa de agua fresca de 400 m³ s⁻¹ (Magallanes-Ordóñez y col., 2015).

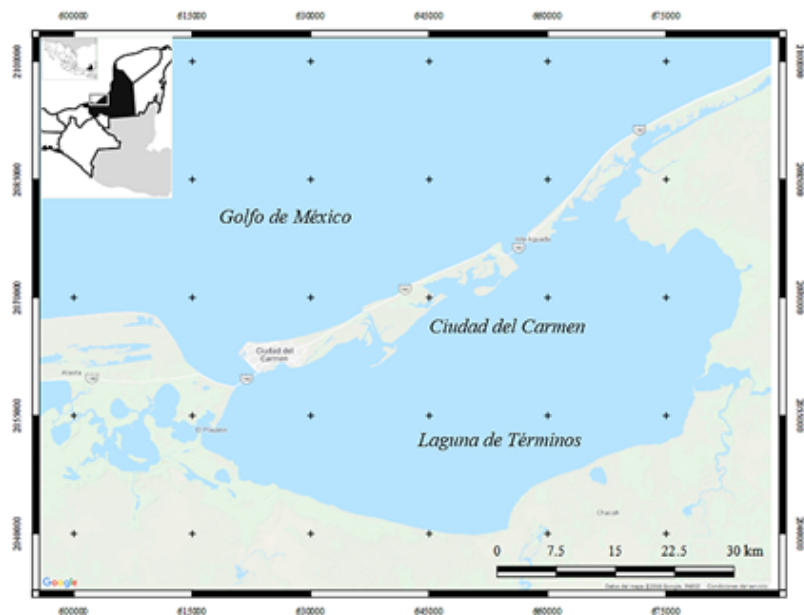


Figura 1. Ubicación de Ciudad del Carmen, Campeche (Modificado de INEGI (2010).)

La isla posee gran importancia ecológica debido a que está dominada por un ecosistema de tipo manglar (manglar “Isla del Carmen”; 43,92 Km²) que se extiende a lo largo de 43,92 Km² (4392 ha) (CONABIO, 2012) y forma parte del sitio RAMSAR denominado “Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos”, el cual posee una superficie de 705,016 ha que incluye a la isla, la Laguna de Términos y algunas porciones que las rodean (CONANP, 2018).

Los humedales representan uno de los tipos de ecosistemas más importantes del mundo, y son también uno de los más amenazados (Hu y col., 2017). Este tipo de ecosistemas son ecológicamente importantes porque funcionan como hábitat para diversas comunidades de peces y vida silvestre, así

como de diversas especies comercialmente valiosas, y son amortiguadores de la línea de costa, proveen agua dulce, reducen la sedimentación en aguas navegables, y ayudan potencialmente en el almacenamiento de las aguas de inundación. Aunado a esto, sus suelos contienen algunas de las mayores reservas de carbono en la biósfera (Maynard, Dahlgren y O’Geen, 2014; Ghosh, Mishra y Gitelson, 2016; Nahlik y Fennessy, 2016; Rains y col., 2016).

1.1 Litología

El área de estudio se localiza a 8 Km (aprox.) de Ciudad del Carmen, en las inmediaciones del relleno sanitario municipal (Figura 1), antiguo delta interno Cocoyotes-el Cayo (Palacio-Prieto, Ortíz-Pérez y Garrido-Pérez, 1999). Este relleno sanitario

está rodeado por una serie de canales que desembocan en la Laguna de Términos (dirección de corriente N-S), todos estos canales fueron parte del antiguo delta interno.

La isla de Carmen (de edad Cuaternaria) está formada por una planicie costera al norte, conformada por cordones de playa altos y bajos sobre sedimentos arenosos, y una planicie baja de inundación lagunar al sur dominada por una llanura fluvio-marina sobre sedimentos arcillo limosos (Ramos-Reyes y col., 2016). Litológicamente la isla está constituida por una secuencia de sedimentos de origen litoral al norte, y una secuencia de sedimentos de origen palustre al sur; en la Laguna de Términos se reportan limos ricos en materia orgánica, así como arenas ricas en aluminosilicatos y carbonatos derivados del suministro aluvial del mar y de la isla de Carmen (Darnell, 2015; Jones, 2015; Magallanes-Ordóñez y col., 2015).

Los depósitos palustres se caracterizan por un nivel de energía bajo. En estos ambientes la dinámica de los sedimentos y todos los procesos están vinculados al régimen de las mareas y las corrientes, que juegan el rol fundamental en este tipo de ambientes, y los limos son predominantes. Por su parte, los depósitos litorales están caracterizados por un nivel elevado de energía, lo cual permite el depósito de arenas (Martínez y col., 2015).

La distribución espacial de los sedimentos es de la siguiente forma: 1) arenas en la costa interior de la isla, 2) arenas limosas en la entrada de la isla (oeste) y en las desembocaduras de los ríos Palizada, Chumpán y Candelaria, y 3) las arenas están presentes en la costa de la isla (Magallanes-Ordóñez y col., 2015).

1.2 Normatividad

La normativa general aplicable para la disposición final de residuos corresponde a la NOM-083-SEMARNAT-2003 (SEMARNAT, 2003), en el apartado de “Especificaciones para la selección del sitio”

y “Restricciones para la ubicación del sitio” menciona que se deben considerar como primordiales tres puntos:

- “No se deben ubicar sitios de disposición final dentro de áreas naturales protegidas. En todo caso deberá observarse lo ordenado en la Declaratoria de creación correspondiente y, en su caso, en la subzonificación y reglas administrativas contenidas en el Programa de Manejo respectivo.” Según la CONANP (2018), el relleno sanitario municipal se localiza dentro del Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos.
- “No debe ubicarse en zonas de: marismas, manglares, esteros, pantanos, humedales, estuarios, planicies aluviales, fluviales, recarga de acuíferos; ni sobre cavernas, fracturas o fallas geológicas activas.” Según la CONABIO (2012), la isla está dominada por un ecosistema de tipo manglar.
- Por otro lado, según el Manual de especificaciones técnicas para la construcción de rellenos sanitarios para RSU y RME (SEMARNAT, 2009), un relleno sanitario debe contar con las siguientes especificaciones técnicas: i) celdas, ii) sistema de impermeabilización, iii) sistema de extracción, captación y control de biogás, y iv) sistema de extracción, captación y control de lixiviados. El relleno sanitario municipal incumple en la ingeniería establecida por este manual, por lo cual su operación compromete la protección ambiental del área.

El objetivo del presente artículo es evaluar el impacto ambiental que genera el relleno sanitario del municipio de Carmen, Camp. en el subsuelo de la región norte central del “Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos (APFFLT)” a través de un análisis sedimentológico, para determinar la capacidad de infiltración de los lixiviados en el desarrollo sustentable. Con la finalidad de diferenciar las muestras de sedimento de las de agua, se empleó la clave PV (perfil vertical) para sedimentos y MA (muestra de agua) para agua, respectivamente.

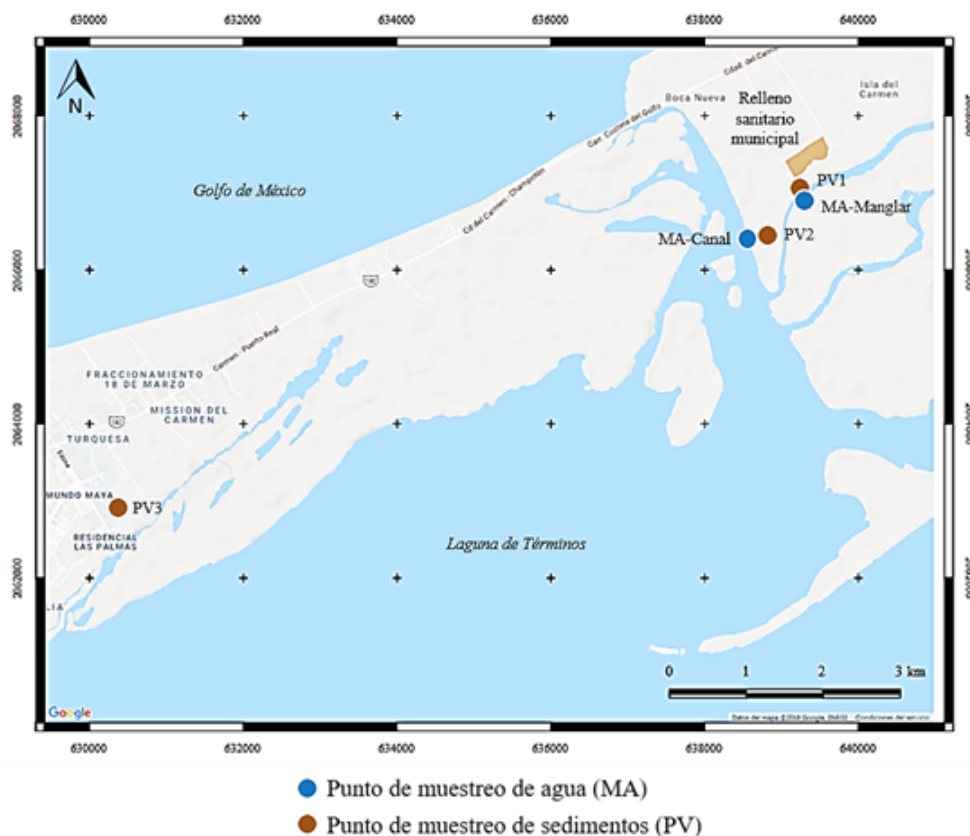


Figura 2. Ubicación de los puntos de muestreo.

2 Materiales y métodos

Los indicadores de sustentabilidad (IS) permiten relacionar la información ambiental con la económica y social, a fin de generar información sobre la contaminación, el deterioro del desarrollo productivo o el bienestar alcanzado por la población (Ibáñez-Forés, Bovea y Azapagic, 2013). Conforme a la información del Censo Nacional de Gobiernos Municipales y Delegacionales del Instituto nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2017), en Campeche se recolectan diariamente 792190 Kg de residuos sólidos urbanos (RSU), de los cuales el municipio que mayormente recolecta es Ciudad del Carmen con 289140 Kg diarios lo que representa un total del 36,5% del total de los residuos recolectados en Campeche; a los RSU no se les aplica ningún tipo de tratamiento ni selección y tienen como destino el relleno sanitario seleccionado en esta investigación.

El muestreo se realizó en época de estiaje, considerando que durante este período los lixiviados presentan mayor movilidad debido al incremento de los escurrimientos producto de las precipitaciones, lo cual se considera factible para el muestreo de la calidad del agua. Las muestras de sedimento se colectaron en 3 estaciones en la periferia del relleno sanitario municipal y dentro de la zona de manglar del área de estudio, tal y como se muestra en la Figura 2, siguiendo la NOM-021-SEMARNAT-2000 que "establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudios, muestreo y análisis" (SEMARNAT, 2000). Los puntos de colecta fueron seleccionados de acuerdo a la cercanía con el relleno sanitario del municipio de Carmen y aleatoriamente alrededor de este, considerando la uniformidad de las facies sedimentarias a lo largo de la isla. El PV1 se localiza a $\pm 407,25$ m del relleno sanitario ($18^{\circ}41'25,332''$ N, $91^{\circ}40'46,307''$ O). El PV2 se localiza a $\pm 1184,21$ m del relleno sanitario ($18^{\circ}41'5,46''$ N, $91^{\circ}41'4,199''$ O). Y finalmente el

PV3 se localiza a $\pm 10104,23$ m del relleno sanitario ($18^{\circ}39'12''$ N, $91^{\circ}45'51''$ O). El análisis sedimentológico fue realizado según la metodología propuesta por Arellano (2003) y Honarpour (2018). Como primer paso, las muestras fueron sometidas al método de tamizado para el análisis granulométrico, empleando 14 tamices de aberturas -2 a 4ϕ (4 a 0,063 mm), cada $0,5\phi$. Este procedimiento se realizó en el Laboratorio de Geofísica de la Universidad Autónoma del Carmen (UNACAR). Posteriormente, las muestras fueron trasladadas al Laboratorio de Investigación de Biotecnoambiental de la Universidad Popular Autónoma del Estado de Puebla (UPAEP), en donde se llevó a cabo la determinación de com-

ponentes sedimentarios y la determinación de propiedades de masa (porosidad). Tanto las mediciones del tamaño de la partícula como la determinación de porosidad se realizaron por triplicado para la obtención de un dato válido. Mediante la aplicación de estadística descriptiva (Rendón-Macías, Villasís-Keeve y Miranda-Novales, 2016), se generaron las correspondientes tablas y gráficas. Dentro del análisis de las condiciones topográficas del área de estudio se implementó un cálculo de trigonometría (por diferenciación de elevaciones) para la obtención del ángulo de inclinación de la zona, y con esto determinar la pendiente de escurrimiento de los lixiviados hasta los canales principales.

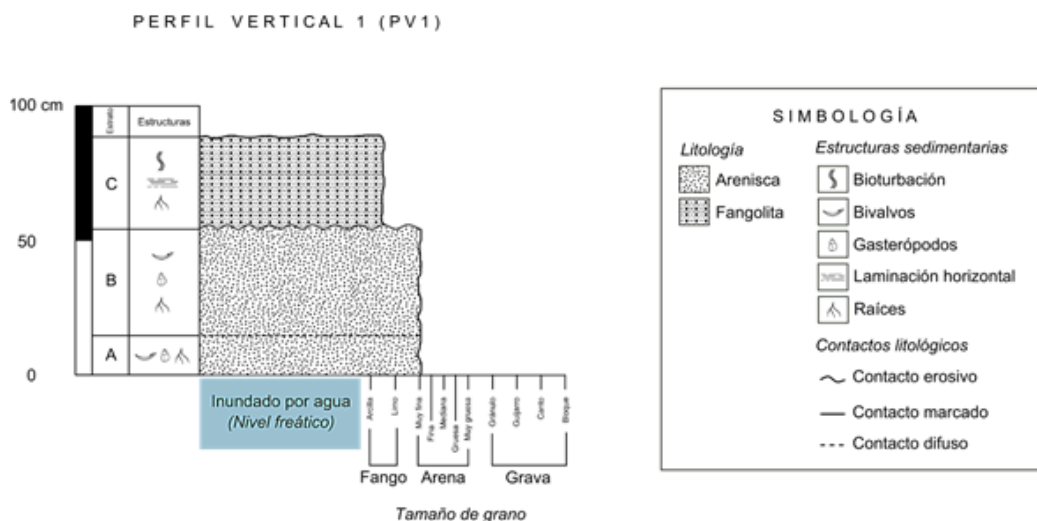


Figura 3. Columna litológica del PV1.

Por su parte, las muestras de agua se colectaron en dos estaciones (Figura 2), según las NMX-AA-003-1980 ("Aguas residuales -Muestreo") (SCFI, 1980a) y NMX-AA-014-1980 ("Cuerpos receptores -Muestreo") (SCFI, 1980b), y se preservaron según la NMX-AA-028-SCFI-2001 ("Análisis de agua -Determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO5) y residuales tratadas -Método de prueba") (SCFI, 2001a) para la DBO5, NMX-AA-030/2-SCFI-2011 ("Análisis de agua -Determinación de la Demanda Química de Oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas -Método de prueba -Parte 2 -determinación del índice de la Demanda Química de Oxígeno -Método de tubo sellado a pequeña

escala") (SCFI, 2011b) para DQO, NMX-AA-029-SCFI-2001 ("Análisis de aguas -Determinación de Fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba") (SCFI, 2001b) para Fósforo total, NMX-AA-026-SCFI-2010 ("Análisis de agua - Medición de Nitrógeno total Kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas -Método de prueba") (SCFI, 2011a) para Nitrógeno total Kjeldahl, y NMX-AA-051-SCFI-2016 ("Análisis de agua -Medición de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas -Método de prueba") (SCFI, 2016) para metales. Los puntos de colecta fueron seleccionados, el primero, cercano al relleno sanitario del municipio de Carmen ($\pm 481,65$ m del relleno sani-

tario; coordenadas 18°41'22,452" N, 91°40'45,732" O), y el segundo considerando el transporte del efluente a través del canal principal (a $\pm 1270,46$ m del relleno sanitario; coordenadas 18°41'4,416" N, 91°41'7,62" O).

Es preciso destacar que la relación entre la distancia de los puntos con el relleno sanitario municipal y la topografía de la zona (pendiente a favor del escurrimiento hacia el manglar) permitió evaluar el impacto ambiental. Para la determinación de los parámetros de DBO₅, DQO, Fósforo Total y Nitrógeno Total Kjeldahl, las muestras fueron analizadas por Litoral Laboratorios Industriales (Cd. del Carmen, Camp.; con la acreditación EMA: AG-0135-015/11), bajo el cumplimiento de la NOM-001-SEMARNAT-1996 que "establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales" (SEMARNAT, 1996). Por su parte, para la determinación de metales pesados, las muestras fueron trasladadas

para su análisis en el Laboratorio de Bioingenierías de la UPAEP, en donde se llevó a cabo el análisis cuantitativo realizado a partir de la metodología de espectrofotometría por absorción atómica, según la NMX-AA-051-SCFI-2001 (SCFI, 2001b). Para el análisis de los datos anteriores se aplicó igualmente estadística descriptiva (Rendón-Macías, Villasís-Keeve y Miranda-Novales, 2016).

3 Resultados

3.1 Análisis sedimentológico

3.1.1 PV1 (Perfil vertical 1)

Se identificó una columna litológica con un espesor de 0,90 m.s.n.m. conformada por 3 estratos. Granulométricamente, dominan arenas de 0,125 a 0,062 mm compuestas por biógenos calcáreos y materia orgánica. Se determinó una porosidad con un intervalo de 20,2 a 30,2% (Figura 3).

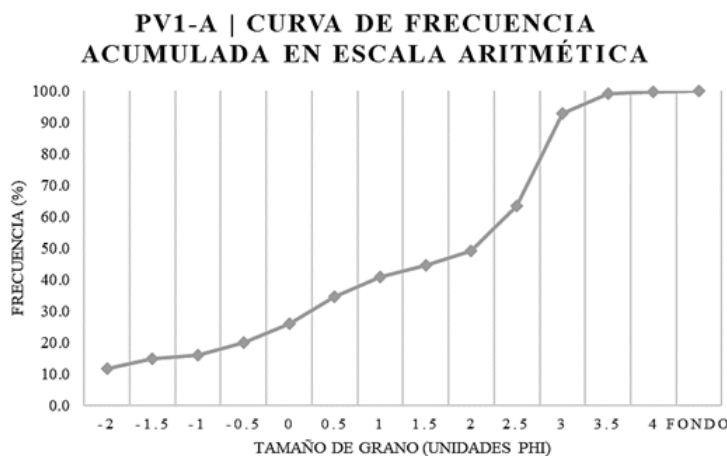


Figura 4. Curva de frecuencia acumulada en escala aritmética del PV1-A.

Estrato A (PV1-A): Dominado por partículas de tamaño de arenas muy finas (3,5 ϕ a 0,125 mm) (Figura 4). Perteneciente al grupo textural Gravelly Sand, clasificado con el nombre del sedimento Fine Gravelly Fine Sand. Composicionalmente dominado por biógenos calcáreos y materia orgánica y con un porcentaje de porosidad de 20,2%.

Estrato B (PV1-B): Dominado por partículas tamaño arenas finas (2,5 ϕ a 0,25 mm) (Figura 5). Perteneciente al grupo textural Gravelly Sand, clasificado con el nombre del sedimento Very Fine Gravelly Fine Sand. Composicionalmente dominado por materia orgánica y cuarzo. Presenta un porcentaje de porosidad de 30,2%.

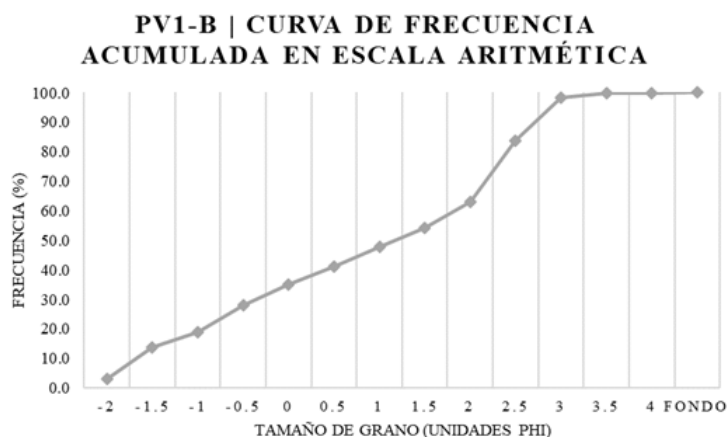


Figura 5. Curva de frecuencia acumulada en escala aritmética del PV1-B.

3.1.2 PV2 (Perfil vertical 2)

Se identificó una columna litológica con un espesor de 0,83 m.s.n.m, conformada por 5 estratos. Granulométricamente, dominan arenas de 1 a 0,125 mm compuestas por biógenos calcáreos y material detrítico. Se determinó una porosidad con un intervalo de 20,3 a 36,5% (Figura 6).

Estrato A (PV2-A): Dominado por partículas tamaño arenas gruesas (0,5 ϕ a 1 mm) (Figura 7). Perteneciente al grupo textural Gravelly Sand, cla-

sificado con el nombre del sedimento Fine Gravelly Coarse Sand. Composicionalmente dominado por biógenos calcáreos y cuarzo. Presenta un porcentaje de porosidad de 20,3%.

Estrato B (PV2-B): Dominado por partículas tamaño arenas muy finas a finas (3,5 ϕ a 0,25 mm) (Figura 8). Perteneciente al grupo textural Gravelly Sand, clasificado con el nombre del sedimento Fine Gravelly Fine Sand. Composicionalmente dominado por biógenos calcáreos y fragmentos de roca. Presenta un porcentaje de porosidad de 36,5%.

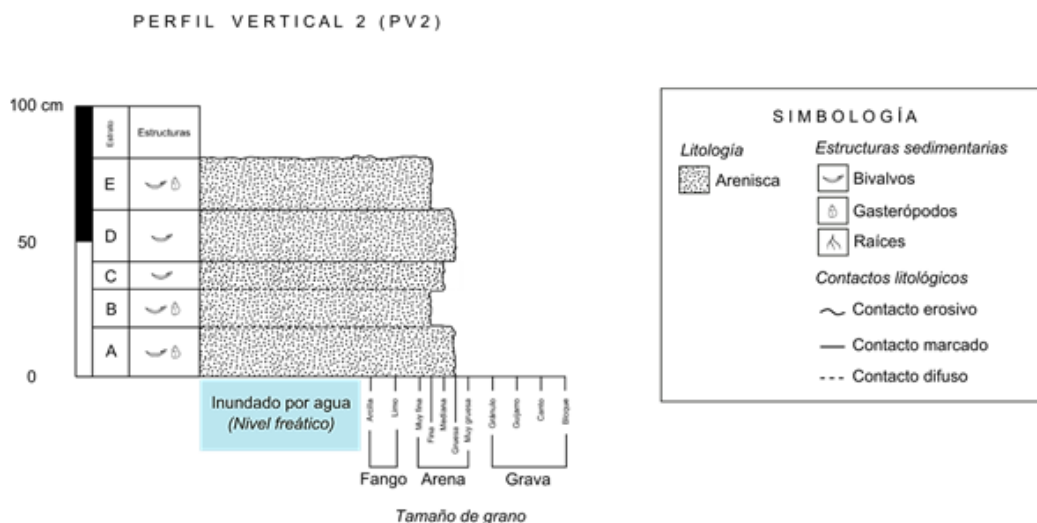


Figura 6. Columna litológica del PV2.

Estrato D (PV2-D): Dominado por partículas tamaño arenas muy finas a muy gruesas (3,5 ϕ a 2 mm) (Figura 9). Perteneciente al grupo textural Gravelly Sand, clasificado con el nombre del sedimento Fine Gravelly Fine Sand. Composicionalmente dominado por biógenos calcáreos y fragmentos de roca. Presenta un porcentaje de porosidad de 36,5%.

Estrato E (PV2-E): Dominado por partículas tamaño arenas muy finas a finas (3,5 ϕ a 0,25 mm) (Figura 10). Perteneciente al grupo textural Gravelly Sand, clasificado con el nombre del sedimento Fine Gravelly Fine Sand. Composicionalmente dominado por biógenos calcáreos y calcita. Presenta un porcentaje de porosidad de 29,7%.

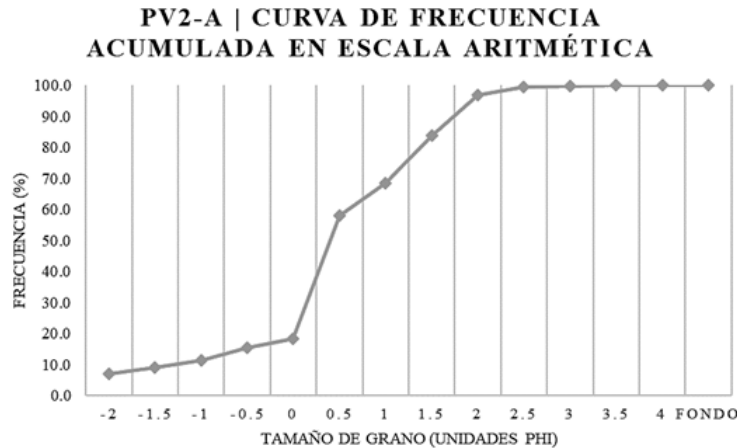


Figura 7. Curva de frecuencia acumulada en escala aritmética del PV2-A.

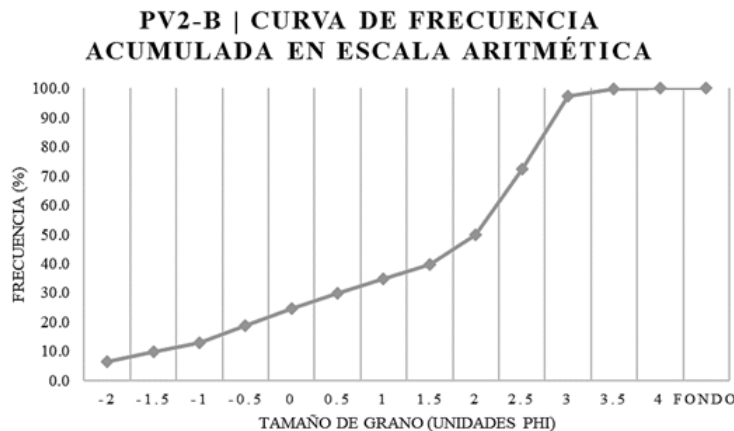


Figura 8. Curva de frecuencia acumulada en escala aritmética del PV2-B.

3.1.3 PV3 (Perfil vertical 3)

Se identificó una columna litológica con un espesor de 0,88 m.s.n.m. conformada por 5 estratos. Granulométricamente, domina grava y arenas de 4 mm a

0,25 mm compuestas por biógenos calcáreos y material detrítico. Se determinó una porosidad con un intervalo de 26,1 a 40,1% (Figura 11).

Estrato A (PV3-A): Dominado por partículas tama-

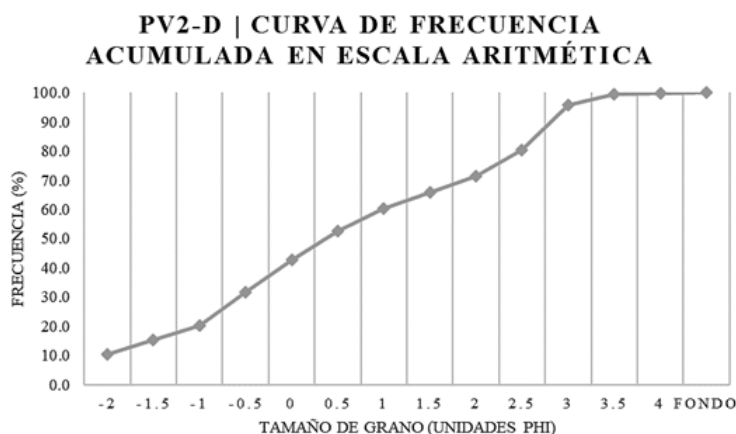


Figura 9. Curva de frecuencia acumulada en escala aritmética del PV2-D.

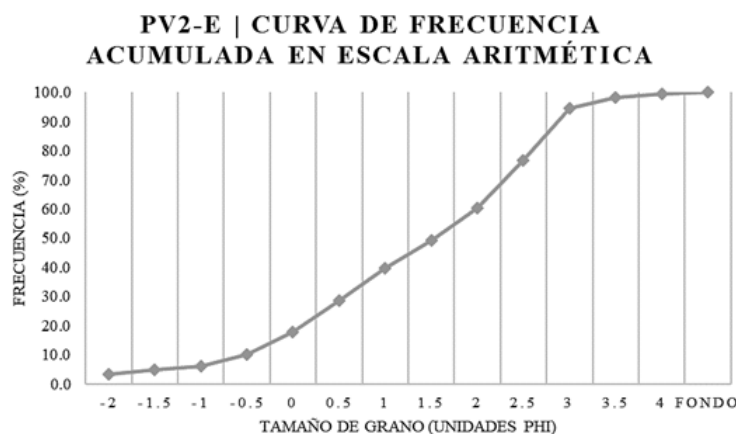


Figura 10. Curva de frecuencia acumulada en escala aritmética del PV2-E.

ño gránulos (2,8 a 4 mm) (Figura 12). Perteneciente al grupo textural Sandy Gravel, clasificado con el nombre del sedimento Sandy Fine Gravel. Composicionalmente dominado por biógenos calcáreos y fragmentos de roca. Presenta un porcentaje de porosidad de 36,8%.

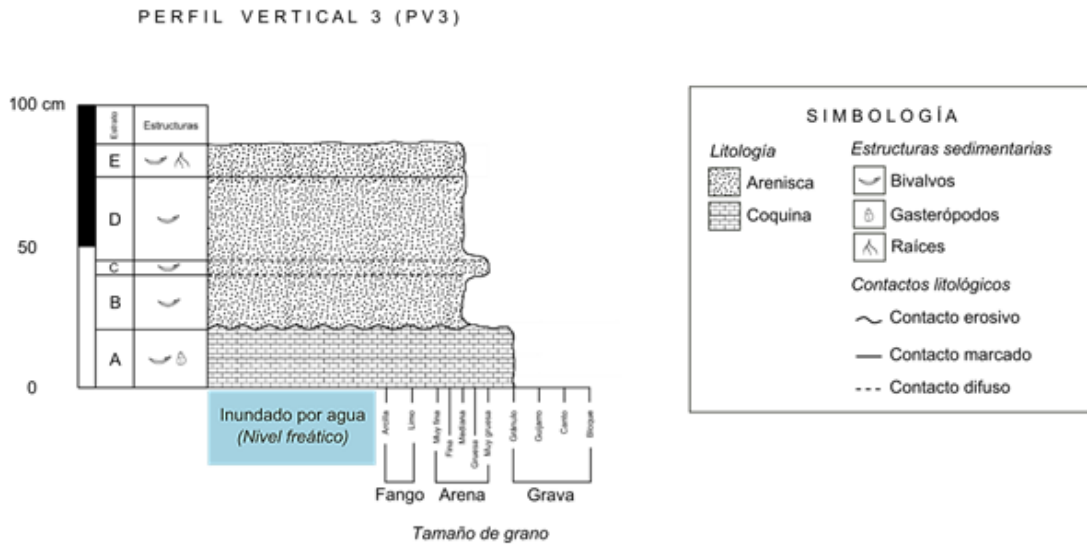
Estrato B (PV3-B): Dominado por partículas tamaño arenas finas a medias (2,5 ϕ a 0,5 mm) (Figura 13). Perteneciente al grupo textural Gravelly Sand, clasificado con el nombre del sedimento Fine Gravelly Medium Sand. Composicionalmente dominado por biógenos calcáreos y fragmentos de roca. Presenta un porcentaje de porosidad de 26,1%.

Estrato C (PV3-C): Dominado por partículas tamaño arenas muy gruesas a gránulos (1,4 a 4 mm)

(Figura 14). Perteneciente al grupo textural Sandy Gravel, clasificado con el nombre del sedimento Sandy Very Fine Gravel. Composicionalmente dominado por biógenos calcáreos y fragmentos de roca. Presenta un porcentaje de porosidad de 33,2%.

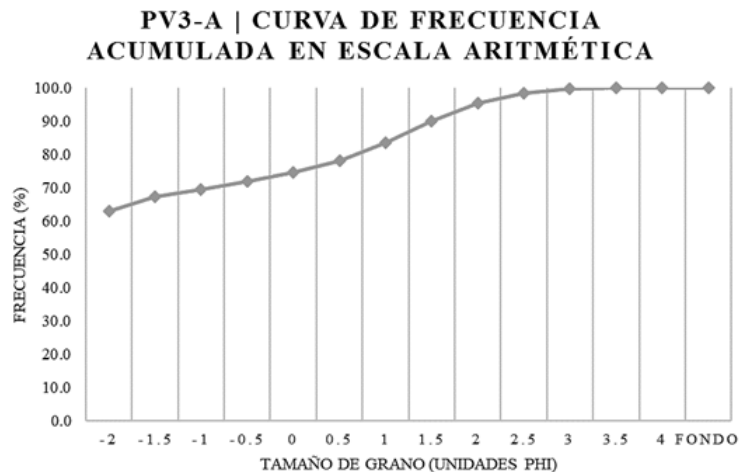
Estrato D (PV3-D): Dominado por partículas tamaño arenas finas a gruesas (2,5 ϕ a 1 mm) (Figura 15). Perteneciente al grupo textural Slightly Gravelly Sand, clasificado con el nombre del sedimento Slightly Very Fine Gravelly Medium Sand. Composicionalmente dominado por biógenos calcáreos y fragmentos de roca. Presenta un porcentaje de porosidad de 36,6%.

Estrato E (PV3-E): Dominado por partículas tamaño arenas medias a gruesas (1,5 ϕ a 1 mm) (Figura 16).



Perteneciente al grupo textural Gravelly Sand, clasificado con el nombre del sedimento Very Fine Gravelly Coarse Sand. Composicionalmente dominado

por biógenos calcáreos y materia orgánica. Presenta un porcentaje de porosidad de 40,1%.



3.2 Calidad del agua

El primer punto de muestreo se localiza a $\pm 481,65$ m del relleno sanitario ($18^{\circ}41'22,452''$ N, $91^{\circ}40'45,732''$ O), dentro de uno de los cuerpos acuáticos de la zona de manglar, lo cual permitió clasificar este punto como una zona de dilución de los lixiviados prove-

nientes del relleno sanitario. El análisis de la calidad de agua para este punto de muestreo se describe en la Tabla 1.

Por su parte, el segundo punto de muestreo se localiza a $\pm 1270,46$ m del relleno sanitario ($18^{\circ}41'4,416''$ N, $91^{\circ}41'7,62''$ O), dentro del canal principal (flujo

laminar con una dirección de corriente N-S) que atraviesa el área de estudio. Las concentraciones de los diferentes parámetros de la calidad del agua para este punto de muestreo se describen en la Tabla 1.

Para el caso de los metales pesados, y considerando los puntos de muestreo como una zona de dilución (MA-Mangla y MA-Canal), se detectaron concentraciones de traza de los metales Cd, Cu, Ni y Zn (Tabla 2).

4 Discusión

4.1 Análisis sedimentológico

Del análisis granulométrico y componentes sedimentarios de los tres perfiles verticales (PV) se encontró una similitud entre el PV2 y el PV3, ya que

ambos presentan un mismo rango de tamaño (2,5 ϕ a 2 mm) y componentes (biógenos calcáreos y fragmentos de roca), por lo tanto, se determinó una continuidad lateral de los estratos. Por su parte, el primer estrato (PV2-A) del PV2 con el último estrato (PV1-B) del PV1, presentan una semejanza en la granulometría (2,5 phi), componentes sedimentarios (biógenos calcáreos, materia orgánica y cuarzo) y correspondencia en elevación topográfica, lo que permitió correlacionarlos estratigráficamente (Figura 17).

Así pues, los puntos PV1 y PV2 conforman la columna litológica del área de estudio, siendo los PV2 y PV3 la continuación estratigráfica del PV1, y conformando una misma facies sedimentaria arenosa y limosa (Darnell, 2015; Jones, 2015; Magallanes-Ordóñez y col., 2015; Ramos-Reyes y col., 2016).

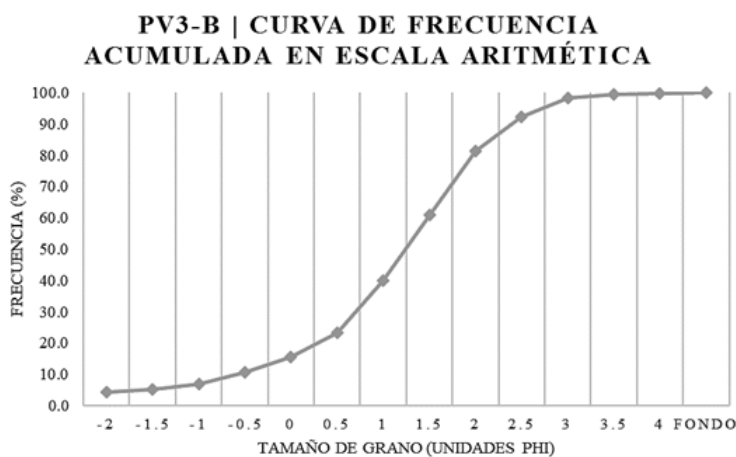


Figura 13. Curva de frecuencia acumulada en escala aritmética del PV3-B.

Por lo anterior, se determinó que el área de estudio está constituida por una columna litológica conformada por seis estratos principales, granulométricamente dominados por arenas de tamaños 0,062 a 4 mm, compuestas por biógenos calcáreos y material terrígeno (Figura 18) Según Magallanes-Ordóñez y col. (2015), las arenas podrían provenir del mar; y las arcillas son del continente adyacente.

Los granos en una arena generalmente están en contacto tangencial, formando una red abierta, es decir, tridimensional. Como consecuencia, las are-

nas tienen una gran porosidad (cuentan con un sistema de poros lleno de fluido) (Pettijohn, Potter y Siever, 2014). A partir del análisis de las propiedades de masa, se determinó un rango de porosidad 20,2-40,1%, y en función del tamaño de partícula fue posible determinar un rango de permeabilidad de $\pm 10^{-2}$ - 10^{-4} m/s. Estos valores permitieron definir que los sedimentos presentan una buena porosidad y una capacidad de permeabilidad muy rápida indicativa de buenos acuíferos, es decir, los fluidos se transportan rápidamente a través del medio poroso (Arellano, 2003; Anovitz y col., 2018).

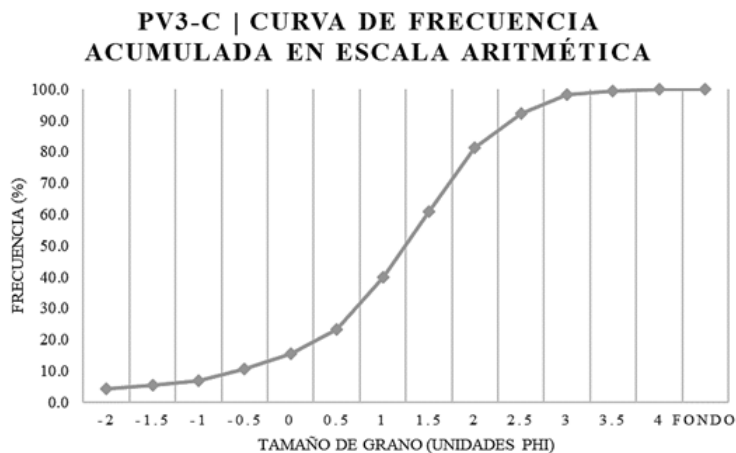


Figura 14. Curva de frecuencia acumulada en escala aritmética del PV3-C.

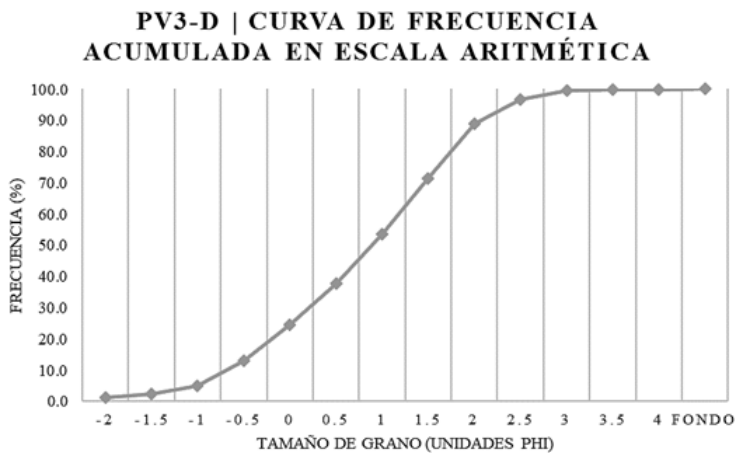


Figura 15. Curva de frecuencia acumulada en escala aritmética del PV3-D.

Tabla 1. Concentraciones de parámetros determinados en la calidad del agua los puntos MA-Manglar y MA-Canal

Muestra	Parámetro	Concentración (mg/L)	Límites máximos permisibles (según CONAGUA (2016))
MA-Manglar	<i>DBO₅</i>	63,06	30
	<i>DQO</i>	1338,13	40
	Fósforo total	1,17	N/A
	Nitrógeno total Kjeldahl	5,49	N/A
MA-Canal	<i>DBO₅</i>	<20	30
	<i>DQO</i>	71,94	40
	Fósforo total	1,17	N/A
	Nitrógeno total Kjeldahl	5,49	N/A

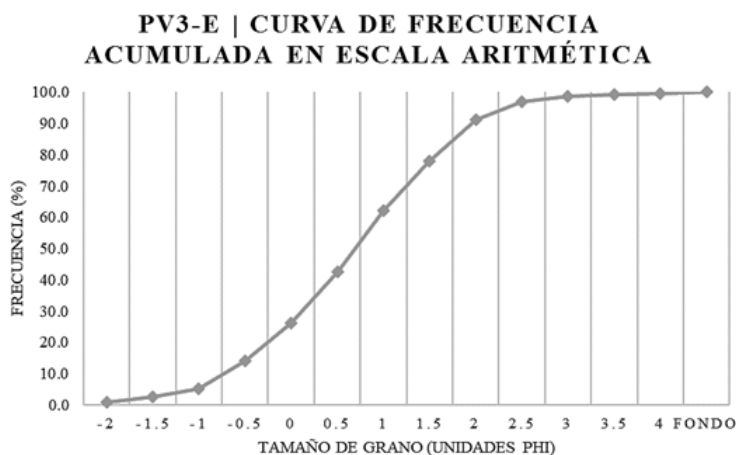


Figura 16. Curva de frecuencia acumulada en escala aritmética del PV3-E.

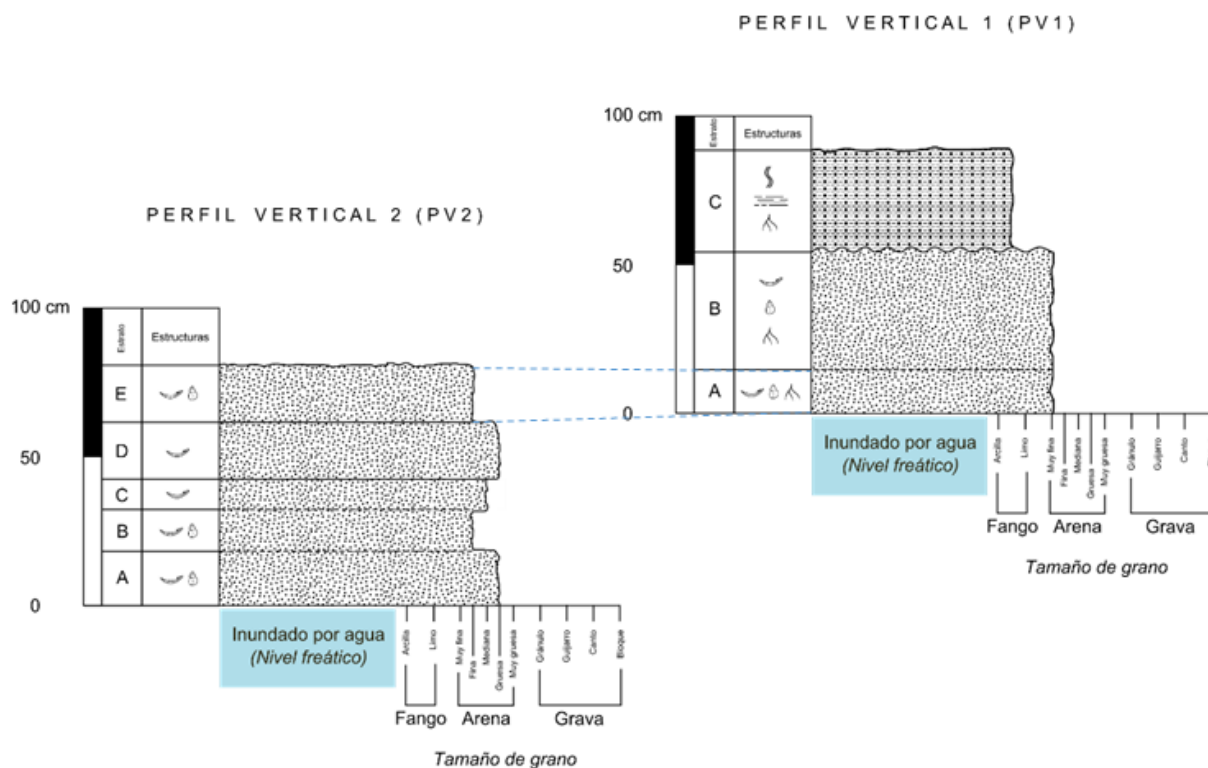


Figura 17. Correlación estratigráfica del PV1-A con el PV2-E.

La dominancia de biógenos calcáreos, así como la evidencia de disolución en algunos granos permitió considerar una porosidad secundaria en los sedimentos. Según Braga, Martín y Puga-Bernabéu (2015), los procesos de disolución incrementan sig-

nificativamente la porosidad. Estos procesos incluyen 1) descarga de agua meteórica, 2) disolución alcalina de cuarzo, 3) lixiviación de minerales inestables (por ejemplo, feldespatos, cementos de carbonato y fragmentos de roca) con respecto a fluidos

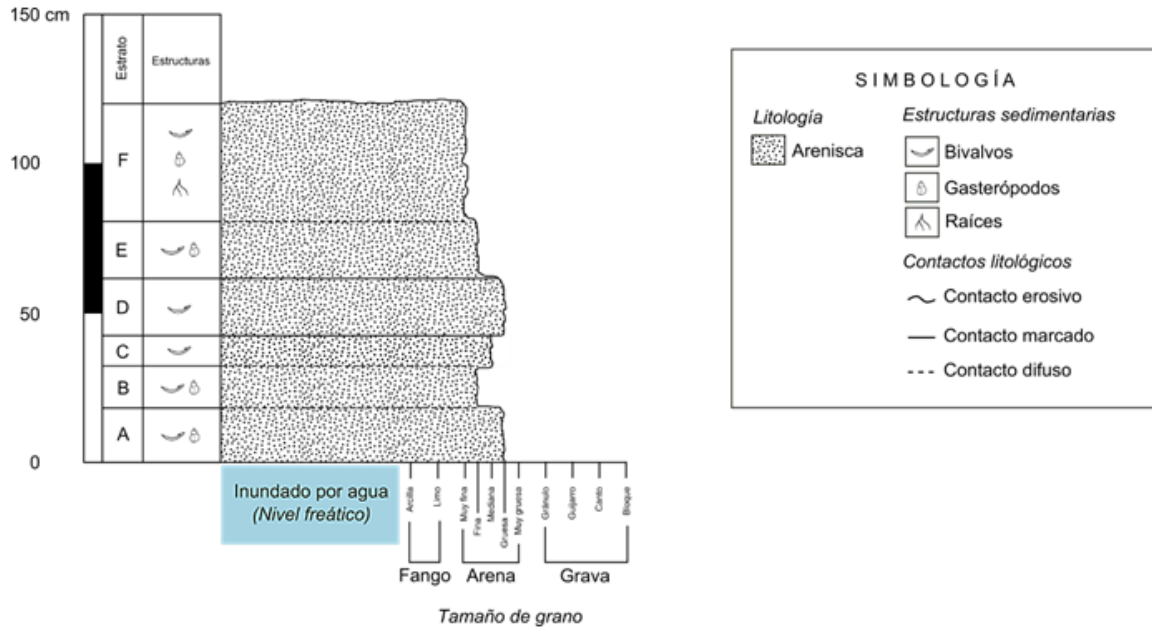


Figura 18. Columna litológica del área de estudio.

ácidos generados por la maduración térmica de la materia orgánica o arcilla cuando se presentan reacciones minerales en lutitas adyacentes (Zheng y col., 2015).

Tabla 2. Concentraciones de metales pesados determinados en la calidad del agua de los puntos MA-Manglar y MA-Canal.

Muestra	Parámetro	Concentración (mg/L)	Límites máximos permisibles (según la NOM-001 SEMARNAT-1996)
MA-Manglar	Cadmio	38	0,2
	Cobre	168	6
	Níquel	0,41	4
	Zinc	3037	20
MA-Canal	Cadmio	8	0,2
	Cobre	13	6
	Níquel	0,16	4

Los flujos de aguas subterráneas juegan un papel importante como medio de transporte para los lixiviados, tanto de forma vertical como de forma horizontal; por tal motivo, son importantes para percibir los riesgos asociados a este flujo (Cortázar, Szantó-Narea y Llamas, 2017; Niño-Carvajal, Ramón-Valencia y Ramón-Valencia, 2016). Por lo anteriormente expuesto, las características sedimentológicas del subsuelo sobre el que se sitúa

el relleno sanitario municipal permiten que los lixiviados generados por éste (y acumulados en el medio hidrológico a lo largo de los años), se infiltren y desplacen, direccionándose con un ángulo máximo de $\pm 1,7^\circ$ (de manera natural y a partir de la elevación topográfica al punto medio del relleno sanitario) hacia las zonas de escorrentía, es decir, hacia los cuerpos acuosos que conforman la zona de manglar.

Cabe destacar que uno de los elementos que influyen este transporte es el nivel freático, el cual se encontró a los $\pm 0,87$ m (es decir, clasificándolo como una zona de inundación). Así pues, durante el recorrido vertical y horizontal de los lixiviados, estos se mezclan en el manto freático. Un caso de estudio muy similar a éste es reportado por Niño-Carvajal, Ramón-Valencia y Ramón-Valencia (2016) en el sitio de disposición final de residuos sólidos de El Carrasco, ubicado en el municipio de Bucaramanga, Colombia, en donde se reportó la misma problemática y se encontraron zonas del subsuelo totalmente saturadas por los lixiviados que no fueron manejados de manera adecuada en el sitio de disposición.

4.2 Calidad del agua

Considerando los límites máximos permisibles según la NOM-001-SEMARNAT-1996 (SEMARNAT, 1996), y la clasificación para aguas superficiales de

la CONAGUA (2016), las concentraciones encontradas correspondientes a los parámetros de DBO5 y DQO son indicativas de cuerpos contaminados y fuertemente contaminados, respectivamente.

Por lo anterior se determinó que la principal fuente de contaminación en los cuerpos acuáticos proviene de materiales inorgánicos, siendo el primer punto de muestreo (MA-Manglar) el más representativo debido a la relación de 4,7% de orgánicos, y 95,3% de inorgánicos. Por su parte, los valores de Fósforo total y Nitrógeno total Kjeldahl en ambos puntos de muestreo se encuentran dentro de los límites máximos permisibles según la NOM-001-SEMARNAT-1996. La concentración de estos parámetros se asocia a la actividad biológica de los manglares que dominan la zona de estudio, ya que tanto el fósforo como el nitrógeno son macronutrientes esenciales en el proceso de fotosíntesis de la biota que conforma el manglar (Bravo-Chaves, Piedra-Marín y Piedra-Castro, 2012).



Figura 19. Relación geográfica entre la zona industrial, el relleno sanitario municipal y el área de estudio (Modificado de INEGI (2017).)

En el caso de los metales pesados, se detectaron concentraciones de trazas de Cd, Cu, Ni y Zn, por debajo de lo establecido en los límites máximos permisibles por la NOM-001-SEMARNAT-1996 (SEMARNAT, 1996). Sin embargo, es preciso destacar que cuando éstos entran en el sistema acuático directamente vía atmosférica o con las aguas de escorrentía, pueden causar impactos graves en concentraciones elevadas debido a su gran toxicidad (Bravo-Chaves, Piedra-Marín y Piedra-Castro, 2012). La disminución evidente en la concentración de metales pesados del punto 2 (MA-Canal) al punto 1 (MA-Manglar) se debe a que el punto 1 se localiza dentro de uno de los cuerpos acuáticos del manglar, es decir, sin influencia por corrientes marinas internas. Mientras que el punto 2 se ubica en uno de los canales principales del área, en donde las corrientes marinas internas influyen significativamente la disolución de los contaminantes.

El origen de este tipo de contaminación puede ser natural (desgaste de rocas ígneas y meta-

mórficas, aerosoles oceánicos y descomposición de detritus) o antropogénico (vertidos industriales y de aguas domésticas) (Bravo-Chaves, Piedra-Marín y Piedra-Castro, 2012). En este caso, la presencia del relleno sanitario, y la ausencia de industrias en la periferia del área de estudio ($\pm 127 \text{ Km}^2$) (INEGI, 2017) (Figura 19), sugiere que el origen de estas concentraciones puede estar asociada a los lixiviados provenientes del relleno sanitario, que infiltran en el subsuelo (altamente poroso y permeable) y se depositan en los cuerpos acuáticos de la zona. Los metales pesados son uno de los contaminantes más importantes en ecosistemas acuáticos debido a su toxicidad, persistencia y bioacumulación potenciales. Es bien sabido que los metales pesados poseen un riesgo significativo en la salud humana cuando la dosis de exposición excede los niveles de consumo seguro (Mussali-Galante, Tovar-Sánchez y Castillo, 2013; Zhong y col., 2018). Diversos autores han detectado acumulación de metales tóxicos en tejidos de peces y moluscos de consumo humano (Covarrubias y Peña-Cabriales, 2017).

Tabla 3. Comparativa de los valores de lixiviados y pozo de agua potable de dos rellenos sanitarios típicos con la muestra MA-Manglar (Modificado de Tavera Cortés (2017), comunicación personal, 06 de diciembre de 2017).

Punto de muestreo	Medio	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)
RS "Tultitlán" (Tultitlán, Edo. de México)	Lixiviado 1	958562	19166667
	Lixiviado 2	3717461	20833333
RS "El Milagro" (Ixtapaluca, Edo. de México)	Lixiviado	1337134	45833333
Pozo de agua potable (próximo al RS "El Milagro")	Agua	<4,757	2882
Manglar (MA-Manglar) (Ciudad del Carmen, Camp.)	Agua	63,06	1338,13

A partir de la comparativa de los valores de DBO₅ y DQO identificados en el punto MA-Manglar (cuerpo acuático dentro del manglar) con los efluentes de lixiviados de dos rellenos sanitarios municipales y un pozo de agua potable (caso de estudio: Relleno Sanitario "Tultitlán", Tultitlán, Edo. de México y Relleno Sanitario "El Milagro", Ixtapaluca, Edo. de México, M. E. Tavera, comunicación personal, 06 de diciembre de 2017) (Tabla 3), se encontró que tanto la DBO₅ como la DQO del punto MA-Manglar se encuentra por debajo de los valores presentados en los lixiviados de un relleno sanitario municipal típico. Por otro lado, para el ca-

so del pozo de agua potable próximo a un relleno sanitario municipal, los valores del MA-Manglar se encuentran por encima del mismo, lo cual confirma la determinación anterior al clasificarlo como un cuerpo contaminado según la CONAGUA (2016).

Es importante considerar que la proliferación de algas y macrófitos en función de la carga de nutrientes (nitrógeno (N) y fósforo (P)) es una de las principales manifestaciones del proceso de eutrofización en los cuerpos acuáticos. Los responsables de este fenómeno son principalmente los vertidos de aguas residuales provenientes de actividades antrópicas

(Ramos, 2018). La eutrofización tiene como efecto adverso un aumento de la biomasa de las algas, la pérdida de oxígeno y la mortandad de algunas especies acuáticas (Espósito y col., 2016).

5 Conclusiones

Litológicamente, el área de estudio se encuentra conformada por una facies sedimentaria arenosa y limosa, compuesta por una sucesión de seis estratos de arenas con tamaños de 0,062 a 4 mm, conformados composicionalmente por biógenos calcáreos y material terrígeno. Se determinó un rango de porosidad 20,2-40,1%, y un rango de permeabilidad de $\pm 10^{-2}$ - 10^{-4} ms^{-1} .

Esta relación, aunada a la disolución de las partículas carbonatadas (dominantes en los sedimentos analizados), permitió determinar que las características sedimentológicas del subsuelo sobre el que se sitúa el relleno sanitario municipal, permiten que los lixiviados generados por éste se infiltren y desplacen a través del mismo, direccionándose (de manera natural y a partir de la elevación topográfica del área mediante un ángulo máximo de $\pm 1,7^\circ$) hacia los cuerpos acuáticos que conforman la zona de manglar. Cabe destacar que uno de los elementos que influyen este transporte es el nivel freático, localizado a $\pm 0,87$ m. Así pues, durante el recorrido vertical de los lixiviados, estos se mezclan en el manto freático, lo que representa un impacto negativo al medio ambiente.

Evidencia de lo anterior puede verse reflejado en la calidad del agua, en donde a partir del análisis de los valores de DBO_5 y DQO, fue posible clasificar a los cuerpos acuáticos (según la CONAGUA (2016) y su comparativa con el monitoreo de los cuerpos acuáticos del país) en un rango de “contaminado a fuertemente contaminado”, lo cual se atribuye a la elevada concentración de constituyentes inorgánicos (DQO), dentro de los cuales se consideran las concentraciones de traza de metales pesados como cadmio, cobre, níquel y zinc, cuyo origen se relaciona con la presencia del relleno sanitario municipal en el área de estudio.

Por lo anteriormente planteado, existe un impacto ambiental negativo en el área de estudio y se requiere de un plan de manejo integral que mitigue

y restaure el ecosistema. Considerando los trabajos de Bravo-Chaves, Piedra-Marín y Piedra-Castro (2012) se propone que la opción más viable sería la clausura del relleno sanitario municipal, y la apertura de uno nuevo que cumpla los lineamientos establecidos en la normativa correspondiente. Sin embargo, Ciudad del Carmen no cuenta con un área que cumpla los requisitos para su selección como relleno sanitario, debido a las características granulométricas del subsuelo y a la somera presencia del nivel freático ($\pm 0,87$ m).

6 Recomendaciones

1. Caracterizar los residuos asociados a un control de los tipos que se disponen en el relleno sanitario, limitándolos únicamente a residuos sólidos urbanos.
2. Clausurar el relleno sanitario en etapas, planteando una reingeniería en el mismo para implementar nuevas zonas que cuenten con los correspondientes sistemas de impermeabilización y la captación y extracción de lixiviados, considerando el trabajo de Cortázar, Szantó-Narea y Llamas (2017) y Niño-Carvajal, Ramón-Valencia y Ramón-Valencia (2016).
3. Realizar (de forma paralela al punto anterior) el tratamiento y/o valorización de los residuos presentes en el mismo. Es importante destacar que el manejo integral de los RSU, conforme a las normas ambientales, tendrán un aseguramiento en reducir los impactos negativos en el medio ambiente y, por ende, en el desarrollo sustentable.

Referencias

- Anovitz, L. M. y col. (2018). «The effects of burial diagenesis on multiscale porosity in the St. Peter Sandstone: An imaging, small-angle, and ultra-small-angle neutron scattering analysis». En: *Marine and Petroleum Geology* 92, 352-371. Online: <https://bit.ly/2yvgjjN>.
- Arellano, A. Álvarez (2003). *Manual de Prácticas del Laboratorio de Sedimentología*. Universidad Autónoma de Baja California Sur, págs. 1-83.

- Braga, J. C., J. M. Martín y A. Puga-Bernabéu (2015). *Origen de la porosidad y la permeabilidad en sedimentos y rocas carbonatadas*. 07/08/2018. URL: <https://bit.ly/2A1VqNs>.
- Bravo-Chaves, F. M. B., G. P. Piedra-Marín y L. P. Piedra-Castro (2012). «Evaluación físico-química de los sedimentos en el estero tamarindo y sus tributarios, Guanacaste, Costa Rica». En: *Uniciencia* 26.1, 41-50. Online: <https://bit.ly/3gzjwQs>.
- CONABIO (2012). *Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica: Isla del Carmen*. 06/06/2018. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. URL: <https://bit.ly/2Ao6K6y>.
- CONAGUA (2016). *Monitoreo de Calidad del Agua*. 30/03/2018. Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). URL: <https://bit.ly/2AVza8l>.
- CONANP (2018). *Región Planicie Costera y Golfo de México: Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos*. 14/07/2018. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). URL: <https://bit.ly/3cfffpa>.
- Cortázar, A. Lobo-García de, M. Szantó-Narea y S. Llamas (2017). «Cierre, sellado y reinserción de antiguos vertederos. experiencias en iberoamérica». En: *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 32, 123-139. Online: <https://bit.ly/2LVpUU3>.
- Covarrubias, S. y J. Peña-Cabriales (2017). «Contaminación ambiental por metales pesados en México: Problemática y estrategias de fitorremediación». En: *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 33, 7-21. Online: <https://bit.ly/36s8SWS>.
- Darnell, R. (2015). *The American Sea: A Natural History of the Gulf of Mexico*. Texas A&M University Press. 584 págs.
- Escudero, M., R. Silva y E. Mendoza (2014). «Beach Erosion Driven by Natural and Human Activity at Isla del Carmen Barrier Island, Mexico». En: *Journal Of Coastal Research* 71.sp1, 62-74. Online: <https://bit.ly/3eB5Vq9>.
- Espósito, M. E. y col. (2016). «Contaminación natural (As, F) y eutrofización (N, P) en la cuenca del arroyo El Divisorio, Argentina». En: *Phyton* 85.1, 51-62. Online: <https://bit.ly/3d33tbi>.
- Ghosh, S., D. R. Mishra y A. A. Gitelson (2016). «Long-term monitoring of biophysical characteristics of tidal wetlands in the northern Gulf of Mexico - A methodological approach using MODIS». En: *Remote Sensing of Environment* 173, 39-58. Online: <https://bit.ly/3bW9G7P>.
- Honarpour, M. M. (2018). *Relative Permeability Of Petroleum Reservoirs*. CRC press.
- Hu, S. y col. (2017). «Global wetlands: Potential distribution, wetland loss, and status». En: *Science of The Total Environment* 586, 319-327. Online: <https://bit.ly/2XqAWGb>.
- ICS (2018). *International Chronostratigraphic Chart*. 02/09/2018. International Commission on Stratigraphy (ICS). URL: <https://bit.ly/2yIH2JB>.
- INEGI (2010). *División Municipal. Instituto Nacional de Estadística y Geografía*. URL: <https://bit.ly/2XFAnbC>.
- (2017). *Espacio y datos de México*. 20/06/2018. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. URL: <https://bit.ly/3gBpxvM>.
- Ibáñez-Forés, V., M. D. Bovea y A. Azapagic (2013). «Assessing the sustainability of Best Available Techniques (BAT): methodology and application in the ceramic tiles industry». En: *Journal of Cleaner Production* 51, 162-176. Online: <https://bit.ly/3ggHX4V>.
- Jones, S. J. (2015). *Introducing sedimentology*. Dunedin Academic Press Ltd. 96 págs.
- Magallanes-Ordóñez, V. R. y col. (2015). «Characterization of lithogenic and biogenic zones and natural enrichment of nickel in sediments of the Terminos Lagoon, Campeche, Mexico». En: *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 156, 116-123. Online: <https://bit.ly/2LW0DsS>.
- Martínez, A. y col. (2015). «El enfoque de paisajes en la clasificación de humedales. Caso de estudio provincia de Matanzas, Cuba.» En: *Verbum* 10.10, 79-93. Online: <https://bit.ly/36HO7Xr>.
- Maynard, J. J., R. A. Dahlgren y A. T. O'Geen (2014). «Autochthonous and allochthonous carbon cycling in a eutrophic flow-through wetland». En: *Wetlands* 34, 285-296. Online: <https://bit.ly/2XmIlhq>.
- Mussali-Galante, P., Ma. Tovar-Sánchez E. and Valverde y E. Rojas del Castillo (2013). «Biomarcadores de exposición para determinar la contaminación ambiental por metales pesados: de las moléculas a los ecosistemas». En: *Revista internacional de contaminación ambiental* 29.1, 117-140. Online: <https://bit.ly/2XdyPXb>.
- Nahlik, A. y S. Fennessy (2016). «Carbon storage in US wetlands». En: *Nature Communications* 7, 1-9. Online: <https://go.nature.com/2LRFars>.

- Niño-Carvajal, L. X., J. A. Ramón-Valencia y J. L. Ramón-Valencia (2016). «Contaminación físico-química de acuíferos por los lixiviados generados del relleno sanitario El Carrasco, de Bucaramanga». En: *Producción + Limpia* 11.1, 66-74. Online: <https://bit.ly/2M8nYHR>.
- Palacio-Prieto, J. L., M. A. Ortiz-Pérez y A. Garrido-Pérez (1999). «Cambios morfológicos costeros en Isla del Carmen, Campeche, por el paso del huracán Roxanne». En: *Investigaciones Geográficas (Mx)* 40, 48-57. Online: <https://bit.ly/2ZKrSyT>.
- Pettijohn, F. J., P. E. Potter y R. Siever (2014). *Sand and sandstone*. New York: Springer Science & Business Media.
- Rains, M. C. y col. (2016). «Geographically isolated wetlands are part of the hydrological landscape». En: *Hydrological Processes* 30, 153-160. Online: <https://bit.ly/3cfFnsX>.
- Ramos-Reyes, R. y col. (2016). «Indicadores geomorfológicos para evaluar la vulnerabilidad por inundación ante el ascenso del nivel del mar debido al cambio climático en la costa de Tabasco y Campeche, México». En: *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 68.3, 581-598. Online: <https://bit.ly/2Aq48Fh>.
- Ramos, A. (2018). «Evaluación del riesgo de eutrofización del embalse El Quimbo, Huila (Colombia)». En: *Revista Logos Ciencia y Tecnología* 10.2, 172-192. Online: <https://bit.ly/3gK8oQW>.
- Rendón-Macías, M. E., M. A. Villasís-Keeve y M. G. Miranda-Navales (2016). «Estadística descriptiva». En: *Revista Alergia México* 63.4, 397-407. Online: <https://bit.ly/36OMTda>.
- SCFI (1980a). *Norma Mexicana NMX-AA-003-1980. Aguas residuales. – Muestreo*. Inf. téc. 25 de marzo de 1980. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación, Online: <https://bit.ly/3ch4vzs>.
- (1980b). *Norma Mexicana NMX-AA-014-1980. Cuerpos receptores. – Muestreo*. Inf. téc. 5 de septiembre de 1980. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación, Online: <https://bit.ly/36GjGB7>.
- (2001a). *Norma Mexicana NMX-AA-028-SCFI-2001. Análisis de agua - Determinación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO5) y residuales tratadas - Método de prueba (cancela a la NMX-AA-028-1981)*. Inf. téc. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación, Online: <https://bit.ly/2zHuoet>.
- (2001b). *Norma Mexicana NMX-AA-029-SCFI-2001. Análisis de aguas - Determinación de Fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba (cancela a la NMX-AA-029-1981)*. Inf. téc. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación, Online: <https://bit.ly/2XgaQH3>.
- (2011a). *Norma Mexicana NMX-AA-026-SCFI-2010. Análisis de agua - Medición de Nitrógeno total Kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba - (cancela a la NMX-AA-026-SCFI-2001)*. Inf. téc. 3 de marzo de 2011. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación, Online: <https://bit.ly/2XW3YOn>.
- (2011b). *Norma Mexicana NMX-AA-030/2-SCFI-2011. Análisis de agua - Determinación de la Demanda Química de Oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba - Parte 2 -determinación del índice de la Demanda Química de Oxígeno – Método de tubo sellado a pequeña escala*. Inf. téc. 27 de junio 2013. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación.
- (2016). *Norma Mexicana NMX-AA-051-SCFI-2016. Análisis de agua. - Medición de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas- Método de prueba (cancela a la NMX-AA-051-SCFI-2001)*. Inf. téc. 7 de diciembre de 2016. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Diario Oficial de la Federación, Online: <https://bit.ly/3euPT0F>.
- SEMARNAT (1996). *Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996. Que establece los Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales*. Inf. téc. 6 de enero de 1997. Diario Oficial de la Federación. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Online: <https://bit.ly/2TSWzhl>.
- (2000). *Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis*. Inf. téc. 31 de diciembre de 2002. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación, Online: <https://bit.ly/3gKd6y6>.
- (2003). *Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003. Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras comple-*

- mentarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial. Inf. téc. 04 de agosto de 2015. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación, Online: <https://bit.ly/2XeZSSg>.
- (2009). *Manual de especificaciones técnicas para la construcción de rellenos sanitarios para residuos sólidos urbanos (RSU) y residuos de manejo especial (RME)*. Inf. téc. 22/05/2018. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Online: <https://bit.ly/2TRSUjP>.
- SGM (2005). *Carta geológico-minera, Ciudad del Carmen E15-6, Campeche y Tabasco*. 15/04/2018. Servicio Geológico Mexicano (SGM). URL: <https://bit.ly/2ZPQqWU>.
- Tavera Cortés, M. E. (2017). *Gestión Ambiental y Residuos Sólidos Urbanos*. México CDMX: Colofón.
- Zheng, J. y col. (2015). «Relationships between permeability, porosity and effective stress for low-permeability sedimentary rock». En: *International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences (IJRMMS)* 78, 304-318. Online: <https://bit.ly/2LWcA1F>.
- Zhong, W. y col. (2018). «Health risk assessment of heavy metals in freshwater fish in the central and eastern North China». En: *Ecotoxicology and Environmental Safety (EES)* 157, 343-349. Online: <https://bit.ly/2LYNG1i>.



TRIPS (*Thysanoptera*) ASOCIADOS CON LA PITAHAYA *Selenicereus undatus* (HAW.) D.R. HUNT. ESPECIES, NIVELES POBLACIONALES, DAÑOS Y ALGUNOS ENEMIGOS NATURALES

THRIPS (*Thysanoptera*) ASSOCIATED WITH PITAHAYA *Selenicereus undatus* (HAW.) D.R. HUNT. SPECIES, POPULATION LEVELS AND SOME NATURAL ENEMIES

Ketty Meza¹ , María Cusme¹ , José Velasquez²  y Dorys Chirinos*¹ 

¹ Facultad de Ingeniería Agronómica, Universidad Técnica de Manabí. Av. Urbina y Che Guevara, 130105, Portoviejo, Ecuador.

² Sanidad Vegetal, Agrocalidad, Manta, Ecuador.

*Autor para correspondencia: dchirinos@utm.edu.ec

Manuscrito recibido el 17 de octubre de 2019. Aceptado, tras revisión, el 7 de mayo de 2020. Publicado el 1 de septiembre de 2020.

Resumen

La pitahaya roja, *Selenicereus undatus* (Haw.) D.R. Hunt (Cactaceae) es una especie cuya fruta es apetecible por su apariencia y sabor lo que ha aumentado su demanda en el mercado internacional. Ecuador ha incrementado su siembra alcanzando 1108 ha. Este cultivo podría ser afectado por plagas, como los trips, cuyos efectos sobre pitahaya se desconocen. Durante el período febrero-junio 2019, se realizó un estudio de campo en la provincia de Manabí, Ecuador, con el objetivo de identificar las especies de trips, estimar niveles poblacionales sobre la planta, órganos (botón floral, flores, frutos), así como, determinar el porcentaje de daño y los depredadores asociados. Las especies de trips y las poblaciones fueron analizadas mediante la prueba H de Kruskal-Wallis ($P < 0,05$). Se correlacionaron las poblaciones de trips ($P < 0,05$) con las precipitaciones y se realizó un análisis de regresión entre éstas últimas y el porcentaje de daños en frutos. La especie más abundante fue *Frankliniella occidentalis* (Pergande). Las poblaciones se presentaron entre 0,3 a 6,0 individuos por planta, las cuales no estuvieron correlacionadas con las precipitaciones. Los trips mostraron una marcada preferencia hacia las flores. El modelo de regresión [$Y = 1,87 + 1,04(X)$, $R^2 = 0,83$, $P < 0,05$] mostró un incremento de los daños en los frutos en función de las poblaciones de trips. Cuatro taxones de artrópodos depredadores fueron observados. Hasta donde llega el conocimiento este representa el primer estudio sobre especies, niveles poblacionales, daños de trips y depredadores asociados con la pitahaya.

Palabras clave: Cactaceae, fruta de dragón, daños, niveles poblacionales, plaga.

Abstract

The pitahaya, *Selenicereus undatus* (Haw.) D.R. Hunt (Cactaceae) is a species whose fruit is appetizing for its appearance and flavor, which has increased its demand in the international market. Ecuador has increased its planting reaching 1108 ha. This crop could be affected by pests, such as thrips, whose effects on pitahaya are unknown. During the period February - June 2019, a field study was carried out in the province of Manabí, Ecuador, with the aim of identifying the species of thrips, estimating population levels on the plant, organs (flower bud, flowers, fruits), as well as, determine the percentage of damage and the associated predators. Thrips species and populations were analyzed using the Kruskal-Wallis H test ($P < 0.05$). Thrips populations ($P < 0.05$) were correlated with rainfall and a regression analysis was performed between the latter and the percentage of damage to fruits. The most abundant species was *Frankliniella occidentalis* (Pergande). Populations ranged from 0.3 to 6.0 individuals per plant, which were not correlated with rainfall. The thrips showed a marked preference for flowers. The regression model [$Y = 1.87 + 1.04 (X)$, $R^2 = 0.83$, $P < 0.05$] showed an increase in fruit damage as a function of thrips populations. Four taxa of predatory arthropods were observed. As far as knowledge goes, this represents the first study on species, population levels, damage from thrips and predators associated with pitahaya.

Keywords: Cactaceae, dragon fruit, damage, population level, pest.

Forma sugerida de citar: Meza, K., Cusme, M., Velasquez, J. y Chirinos, D. (2020). Trips (*Thysanoptera*) asociados con la pitahaya *Selenicereus undatus* (Haw.) D.R. Hunt. Especies, niveles poblacionales, daños y algunos enemigos naturales. La Granja: Revista de Ciencias de la Vida. Vol. 32(2):93-105. <http://doi.org/10.17163/lgr.n32.2020.07>.

IDs Orcid:

Ketty Meza: <http://orcid.org/0000-0002-9970-4651>Maria Cusme: <http://orcid.org/0000-0001-5793-622X>José Velasquez: <http://orcid.org/0000-0001-9886-746X>Dorys Chirinos: <http://orcid.org/0000-0001-8125-5862>

1 Introducción

La pitahaya, *Selenicereus undatus* (Haw.) D.R. Hunt (Cactaceae) es una especie de planta perenne, originaria de las Américas que se usa principalmente para la alimentación, consumiéndose la fruta fresca que es apreciada por su singular apariencia, sabor y propiedades nutritivas, lo que ha incidido en el aumento de su demanda en el mercado internacional (Le Bellec, Vaillant e Imbert, 2006; Montesinos Cruz y col., 2015). En Ecuador la siembra de este cultivo, se ha incrementado vertiginosamente en los últimos años, llegando a estimarse 1108 ha en el 2017, de las cuales, aproximadamente 200 ha están plantadas en provincias de la costa ecuatoriana, entre estas Manabí, con un rendimiento nacional de 7,6 Tm.ha⁻¹ (MAG, 2017).

Al igual que ocurre con otros agroecosistemas, la producción de pitahaya podría ser afectada por problemas fitosanitarios, causados por artrópodos plagas; lo que ha sido referido para la pitahaya amarilla *Selenicereus megalanthus* (K. Schum. ex Vaupel) Moran (Medina y Kondo, 2012; Salazar Restrepo, 2012; Kondo y col., 2013), otras especies de *Selenicereus* (Ramírez-Delgadillo y col., 2011), y la pitahaya roja o fruta del dragón (Choi y col., 2013). Las especies de trips (*Thysanoptera*) han sido referidas como importantes plagas en varios frutales, tales como uva, *Vitis vinifera* L. (Vitaceae) (Mujica y col., 2007), aguacate, *Persea americana* Mill. (Lauraceae) (Cambero y col., 2010), mango *Mangifera indica* L. (Anacardiaceae) (Aguirre y col., 2013) y guayaba, *Psidium guajava* L. (Myrtaceae) (Pérez Artilles y col., 2009), lo que hace presumir que podrían afectar también al cultivo de la pitahaya roja, *S. undatus*.

Aunque los trips pueden infestar hojas y botones florales, sus daños son más significativos en los frutos, ya que al alimentarse de éstos, destruyen las células, causando deformaciones en el epicarpio (Aguirre y col., 2013; Denmark y Wolfenbarger, 2013). Con el aumento del tamaño del fruto, se incrementa el tamaño de las lesiones, provocándose cicatrices de color marrón que van desde muy pequeñas a grandes, dependiendo de la severidad de los daños. Estas deformaciones disminuyen la calidad del fruto, que induce a los agricultores a realizar frecuentes aspersiones de insecticidas químicos, que son insostenibles desde los puntos de vista económico, ecológico y social. Existen pocas

investigaciones que sustenten la incidencia de especies de trips sobre el cultivo de pitahaya, *S. undatus*. Al respecto, la literatura sólo reporta el estudio referido por Kumar y col. (2012) quienes en un inventario realizado en el sur de Florida en cultivos frutales hospederos del trips, *Scirtothrips dorsalis* (Hood) (Thysanoptera: Thripidae), reportaron a la pitahaya *S. undatus* entre los hospederos de esta especie de trips, sin mencionar los niveles poblacionales alcanzados por este insecto en el cultivo.

El incremento de la siembra de un cultivo en un país debe estar acompañado con un adecuado soporte científico- tecnológico con fines de sostenibilidad. Uno de los aspectos relevantes a ser considerado, es el estudio de los artrópodos que puedan afectar la producción del cultivo, para que en caso de ser el caso, implementar medidas para su manejo sostenible. Debido al escaso conocimiento de la incidencia de especies de trips en este cultivo, se planteó esta investigación que tuvo como objetivo, identificar las especies presentes en la pitahaya roja, *S. undatus*, así como, la estimación de los niveles poblacionales alcanzados en la planta, órganos reproductivos (botones florales, flores y frutos), su daño y la ocurrencia de artrópodos depredadores asociados a trips.

2 Materiales y métodos

2.1 Campo

Este trabajo se desarrolló durante el periodo febrero-junio de 2019, en un lote de 2000 m² de pitahaya roja de 3,5 años de edad, delimitado dentro de una plantación de 20 ha ubicada en sector La Estancilla, Tosagua, vía Rocafuerte (coordenadas X: 568479 y Y: 990287), Provincia de Manabí, cuya zona de vida corresponde según Holdridge a un Bosque muy Seco Tropical. El estudio consistió en una investigación descriptiva de campo y laboratorio, donde se observaron especies de trips, sus niveles poblacionales por planta y por órgano, daños, así como, la presencia de algunos enemigos naturales. El área delimitada fue manejada sin la interferencia de insecticidas que pudieran haber afectado el desarrollo de las poblaciones de trips en la planta.

Para los muestreos se marcaron 20 plantas, colectando en cada una aleatoriamente, dos botones

florales, dos flores y dos frutos. Los botones florales, se colocaron en bolsas plásticas impermeables (25 × 25 cm). En el caso de las flores, se colocó debajo de ellas una cartulina color blanco tamaño A4, procediéndose a golpear suavemente las flores escogidas para provocar la caída de los trips sobre la cartulina. Posteriormente, los especímenes se capturaron con la ayuda de un pincel fino y se colocaron en un tubo eppendorf que contenía alcohol etílico 75 %. Para los frutos, se tomaron aquellos de aproximadamente una semana de edad, que fueron colocados individualmente, en bolsas plásticas, descritas anteriormente. Los botones florales y frutos fueron trasladados en hieleras bajo refrigeración (10°C) al Laboratorio de Sanidad Vegetal de la Agencia de Regulación y Control Fito y Zoonosanitario (Agrocalidad), en Manta, Zona 4, provincia de Manabí para su conteo e identificación. Las poblaciones de trips por planta resultaron de la suma de las poblaciones observadas sobre botones florales, flores y frutos. Las muestras fueron tomadas una vez a la semana totalizando 15 muestreos.

2.2 Laboratorio

Los botones florales y frutos fueron observados bajo un estereoscopio con un aumento de 10 a 100X, contando el número de individuos por cada órgano, que fueron colocados en una cápsula Petri que contenía alcohol etílico al 75 %, utilizando para esto un pincel fino. Los especímenes colectados en flores en el campo, fueron colocados en capsulas Petri para su conteo. A partir de allí, los especímenes fueron separados hasta el nivel de género o especie. Para esto, previamente, los individuos fueron colocados en KOH por dos horas para decolorarlos y así observar mejor las estructuras del cuerpo del insecto; se continuó con tres lavados con agua destilada y finalmente se colocó glicerina y se procedió a montarlos en portaobjetos usando solución Hoyer como medio (Anderson, 1954). Las placas fueron colocadas en la estufa para secado 50°C por 24 horas para luego sellar los bordes del cubre objeto con esmalte transparente. Para la identificación de las especies de trips se utilizó la clave taxonómica de Mound y col. (2009). A partir de los conteos, se calculó el porcentaje de abundancia utilizando la Ecuación 1.

$$\% = \frac{\text{\# individuos por especie o género}}{\text{Total de individuos}} \times 100 \quad (1)$$

La intensidad de los daños fue estimada sema-

nalmente sobre diez frutos, fisiológicamente maduros, utilizando una escala visual arbitraria, asignándole grados en función de las deformaciones o cicatrices en el pericarpio respecto al área del fruto: grado 0: sin daño, grado 1: 1 al 5% de daño, grado 2: 6 a 25%, grado 3: 26 a 50%, grado 4: 51 a 75%, grado 5: 76 a 100%. Se contó el número de frutos en cada escala, con lo que se calculó el porcentaje de daño, utilizando la Ecuación 2 referida por Rivas y col. (2017). Dónde g representa la escala de daño, f el número de frutos en la escala, N es el número de frutos evaluados y G es la escala máxima establecida.

$$\% \text{ daño} = \frac{g \times f}{N \times G} \times 100 \quad (2)$$

Los depredadores, se observaron sobre la misma planta, como aquellos artrópodos que se alimentaban de los trips, siendo capturados en cada semana de evaluación, utilizando un aspirador bucal de insectos. Para su identificación, se usó la Colección de referencia del Laboratorio de Agrocalidad, lo que fue complementado con las características de diagnóstico referidas por Najera-Rincón y Souza (2010). Los especímenes voucher de trips y sus enemigos naturales, se depositaron en la Colección Entomológica de Agrocalidad, Manta, Ecuador.

2.3 Análisis de datos

Las variables: porcentaje de abundancia de especies de trips y número de trips por planta y por órgano fueron comparadas con la prueba H de Kruskal-Wallis ($P < 0,05$). Se realizó un análisis de correlación entre el número de trips y las precipitaciones mensuales obtenidas de INAMHI (2019) ($P < 0,05$). También se efectuó un análisis de regresión entre el porcentaje de daño en frutos y las poblaciones obtenidas por planta ($P < 0,05$). Los análisis estadísticos fueron realizados con el programa Infostat (2018).

3 Resultados

3.1 Identificación y abundancia de especies

Las características correspondientes a cada una de las especies o género detectados durante este estudio, fueron resumidas en las Figuras 1 a 3. Un total de 866 especímenes fueron colectados e identificados como, el trips occidental de las flores, *Frankliniella occidentalis* (Pergande) (Thysanoptera: Thripidae).

dae) (Figura 1) la especie más abundante (Tabla 1), seguido del trips, *Strepterothrips* sp. (Thysanoptera: Phlaeothripidae) (Figura 2) y el trips del frijol, *Caliothrips fasciatus* (Pergande) (Thysanoptera: Thri-

pidae) (Figura 3) como la especie menos abundante (Tabla 1), sin diferencias significativas entre las dos últimas.



Figura 1. *Frankliniella occidentalis* (Pergande) (Thysanoptera: Thripidae)

3.2 Niveles poblacionales y daños

Las poblaciones de trips detectadas al inicio del estudio fueron bajas, variando de 0,5 a 2,0 individuos por planta en los primeros cinco muestreos (febrero-marzo, Figura 4), incrementándose durante las tres

primeras semanas de abril, donde se registraron las mayores poblaciones, alcanzando su pico en el sexto muestreo (seis individuos por planta). A partir de este periodo, las poblaciones decrecieron hasta alcanzar promedios inferiores a un espécimen por planta. Estas bajas poblaciones al principio del es-

Tabla 1. Abundancia de especies de trips por planta de pitahaya, *Selenicereus undatus* (Haw.) D.R. Hunt en condiciones de campo, Rocafuerte, Manabí. Periodo febrero- junio 2019.

Especie	Porcentaje de abundancia (%)
Franklinella occidentalis	91,2 a
Strepterothrips sp.	8,2 b
Caliothrips fasciatus	0,3 bc

Medias \pm error estándar de la media. Medias con letras iguales no difieren significativamente. Comparaciones de medias hechas con la prueba de Kruskal-Wallis. $H=23,49$, $P < 0,05$.



Figura 2. *Strepterothrips* sp. (Pergande) (Thysanoptera: Phlaeothripidae).

tudio coincidieron con altas precipitaciones (96- 114 mm) (Figura 4) y posteriormente las altas poblaciones (abril) estuvieron asociadas a menores precipitaciones. Sin embargo, hacia el final del estudio (finales de abril- junio) hubo menores precipitaciones e igualmente las poblaciones fueron bajas. No fue detectada una correlación significativa ($r: 0,14$; $P > 0,05$) entre las poblaciones de trips y las y las precipitaciones registradas en el periodo de estudio.

Al analizar las poblaciones de trips presentes en los órganos reproductivos de la pitahaya durante el período de estudio, se detectó el mayor número de individuos sobre las flores (Figura 5B) lo que resultó significativamente diferente de las poblaciones

observadas sobre botones florales y frutos (Tabla 2). Las flores estuvieron presentes en la planta en mayor abundancia en abril y allí se detectaron las más altas poblaciones sobre este órgano y hacia el final del ensayo no hubo flores y las poblaciones disminuyeron abruptamente (Figura 5B). Sobre botones florales hubo dos picos poblacionales en abril (7 y 9 individuos) y en el resto de los muestreos, éstas oscilaron de 0 a 1 aproximadamente (Figura 5A).

En frutos, las poblaciones fueron menores respecto a los botones florales, alcanzando valores máximos de 3 a 4 individuos en las últimas dos semanas de marzo y la primera semana de abril (Figura 5C). A pesar de esas diferencias numéricas entre bo-

tones florales y frutos, las poblaciones de trips sobre estos órganos, no difirieron significativamente (Tabla 2, $P < 0,05$).

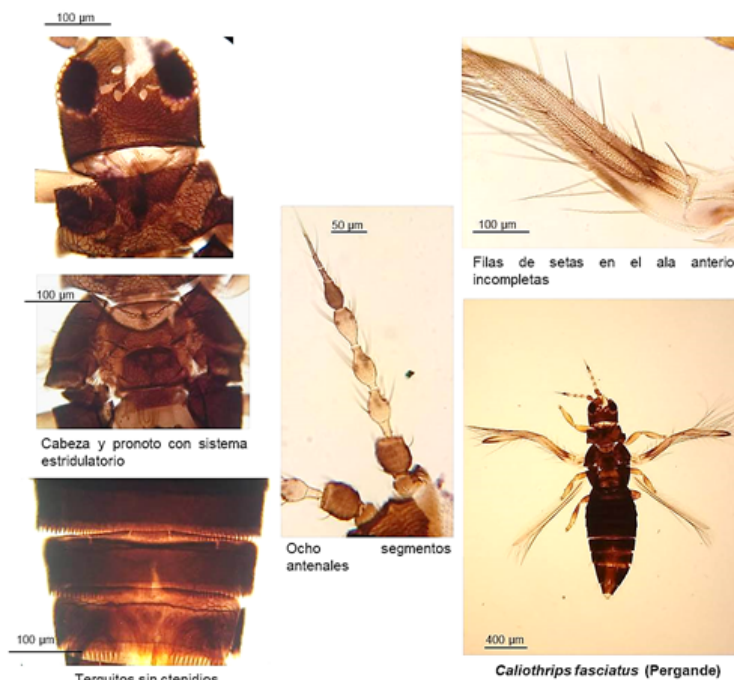


Figura 3. *Caliothrips fasciatus* (Pergande) (Thysanoptera: Thripidae).

Tabla 2. Promedio de número de trips por planta de pitahaya, *Selenicereus undatus* (Haw.) D.R. Hunt, en condiciones de campo, Rocafuerte, Manabí. Periodo febrero- junio 2019.

Órgano	Número de individuos
Botón Floral	$1,8 \pm 0,2$ b
Flores	$2,5 \pm 0,3$ a
Frutos	$1,1 \pm 0,1$ b

Medias con igual letras no difieren significativamente. Comparaciones de medias hechas con la prueba de Kruskal-Wallis. $H=8,06$; $P < 0,05$.

El modelo de regresión simple calculado, muestra que el incremento el porcentaje de daños sobre los frutos (Y) está en función del aumento de las poblaciones de trips (X), con un significativo ($P < 0,05$) y alto coeficiente de determinación ($R^2: 0,83$) (Figura 6). La Figura 6 también muestra que los menores daños en frutos fueron aproximadamente de 2% y el máximo valor estimado estuvo alrededor del 8%. Utilizando la ecuación, se calculó que con una po-

blación de 18 trips se obtendría el 20% de daños y con 47 trips, habría un 50% de daño sobre los frutos.

3.3 Depredadores

Fueron detectados cuatro taxones de enemigos naturales: una especie de crisópido (Neuroptera: Chrysopidae) no determinada, *Zelus sp.* (Hemiptera: Reduviidae), *Orius insidiosus* (Say) (Hemiptera: Anthocoridae) y una especie de araña (Araneae: Sal-

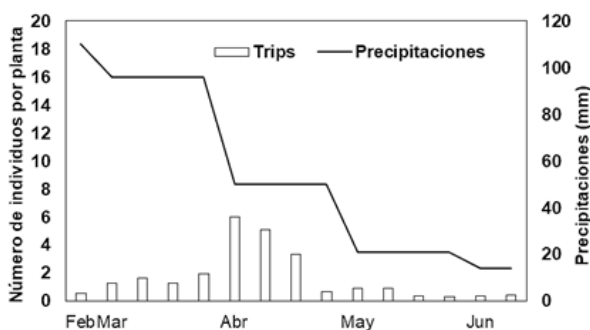


Figura 4. Niveles poblacionales de trips sobre plantas de pitahaya, *Selenicereus undatus* (Haw.) D.R. Hunt, y precipitaciones. Cantón Rocafuerte, Manabí. Periodo febrero- junio 2019.

ticidae) no identificada (Tabla 3). La abundancia de estos enemigos naturales difirió significativamente ($P < 0,05$). Así, el *Chrysopidae* y *Zelus sp.* fueron sig-

nificativamente superiores, siendo *O. insidiosus* la especie menos abundante (Tabla 3).

4 Discusión

4.1 Identificación y abundancia de especies

Los resultados obtenidos muestran que *F. occidentalis* resultó la especie más abundante. Se trata de un insecto polífago, que es capaz de alimentarse de más de 250 especies de plantas, distribuidas en 60 familias botánicas (Reitz, 2009). Esta especie de trips tiene una alta capacidad para desarrollar resistencia a las aplicaciones de insecticidas y en consecuencia, deben conocerse bien los aspectos ecológicos y niveles poblacionales para manejar los daños por este insecto (Reitz, 2009). Aquí radica la importancia del conocimiento de las especies presentes en un cultivo, es decir, si se determina que la especie es resistente a insecticidas es necesario buscar otras alternativas de control en caso que representen daños al mismo.

La segunda especie aquí observada pertenece al género *Strepterothrips*. Las especies de este género, se alimentan principalmente de hongos (Mound y Tree, 2015). Hasta ahora en Ecuador las especies de este género, *Strepterothrips floridanus* (Hood) y *Strepterothrips sp.*, solo han sido reportadas para la Isla de Galápagos, (Hoddle y Mound, 2011). *Caliothrips fasciatus*, la especie que resultó menos abundante, es nativa de Norte América y está particularmente asociada con plantas de la familia Fabaceae, cuyos adultos en ocasiones se refugian dentro del ombligo de algunos frutales como la naranja, donde

pueden causar daño (Rugman-Jones y col., 2012). Es posible que la preferencia de los trips por otras especies de hospederos, expliquen la baja abundancia detectada en la pitahaya roja en este estudio.

4.2 Niveles poblacionales y daños

Varios trabajos relacionados con trips en otros cultivos, muestran resultados divergentes entre las poblaciones obtenidas, niveles de daño y su relación con factores climáticos. Así, las bajas poblaciones obtenidas en esta investigación con *S. undatus* coinciden con las encontradas por Thongjua y col. (2015), en mango en la región de Thungsong, Tailandia, quienes no observaron correlación entre las poblaciones del trips, *Scirtothrips dorsalis* Hood y las condiciones climáticas. Igualmente, Aguirre y col. (2013) realizó una investigación en dos ciclos de producción (2009 y 2010) para identificar las especies asociadas al mango, así como sus fluctuaciones poblacionales y niveles de daño en Castamay, Campeche, México. Este investigador observó muy bajas poblaciones (amplitud: 0,00 - 0,35 individuos por hoja), que no estaban asociadas a las condiciones climáticas y no afectaron significativamente en la producción de frutos.

En contraste, en un estudio realizado en Nayarit, México para determinar la fluctuación poblacional de *F. occidentalis* y otras especies de trips, en zapallo, *Cucurbita moschata* L. (Cucurbitaceae) se en-

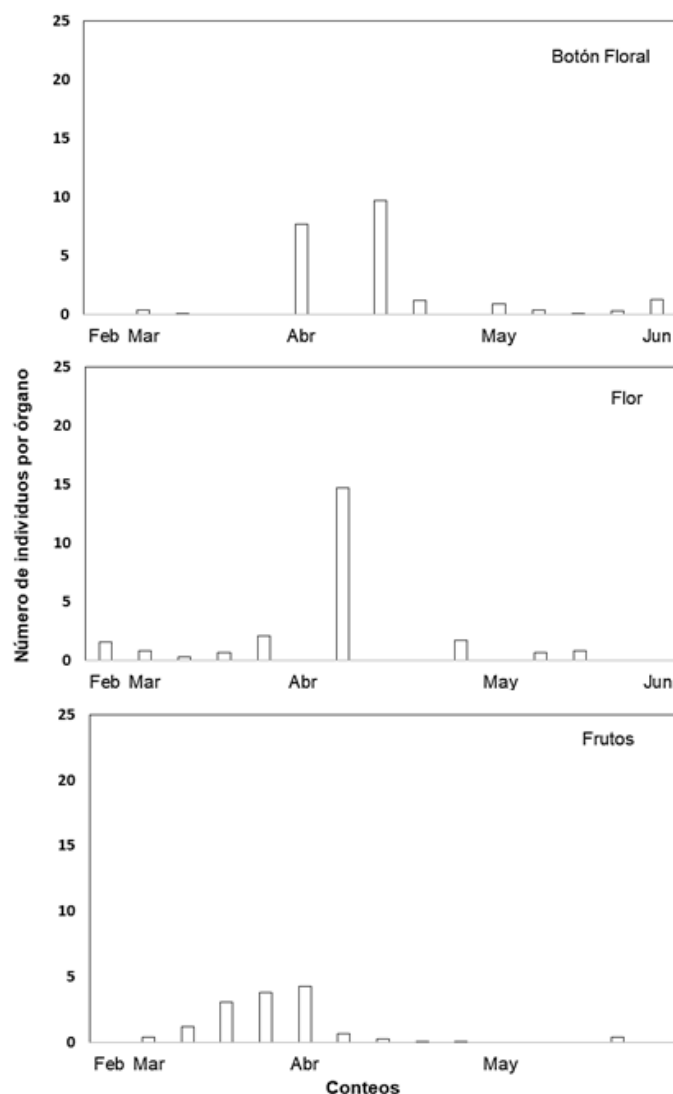


Figura 5. Niveles poblacionales de trips sobre órganos en plantas de pitahaya, *Selenicereus undatus* (Haw.) D.R. Hunt, en condiciones de campo en el cantón Rocafuerte, Manabí. Periodo febrero- junio 2019.

contraron altos picos poblacionales (nivel superior: 50 individuos en una semana) lo que estuvo asociado con bajas precipitaciones, concluyendo que la ausencia de lluvias favorece el incremento de las densidades poblacionales de los trips sobre el cultivo (Valenzuela-García y col., 2010). En este estudio se observó una marcada preferencia de los trips para ubicarse dentro de las flores lo que podría estar directamente relacionado con el hecho que más del 90% de los individuos observados pertenecían a la especie, *F. occidentalis*, a la que se le atribuye su preferencia por este órgano reproductivo (Reitz, 2009)

especialmente hacia flores de colores claros (Arce-Flores y col., 2014), tal como es el caso de la pitahaya roja, cuya flor es de color blanco.

Coincidiendo con estos resultados, ha sido referido el incremento de las densidades poblacionales de varias especies de trips, asociado con la presencia de flores para otros cultivos (Urías-López, Salazar-García y Johansen-Naime, 2007; Palomo y col., 2015; García-Escamilla y col., 2016). Duran Trujillo y col. (2017) en un trabajo realizado en una plantación de mango en la región de Guerrero, México, encontró

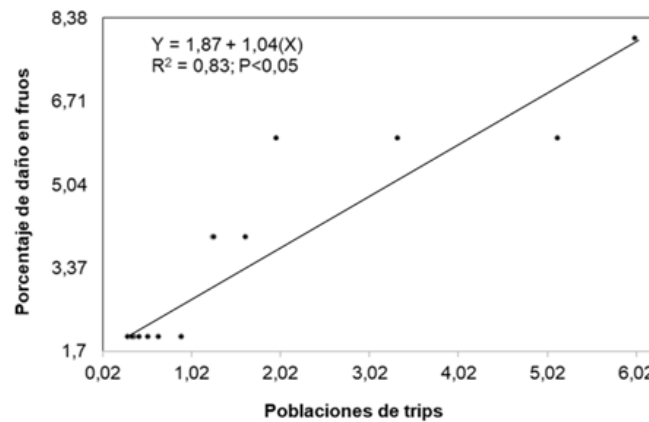


Figura 6. Ecuación de regresión entre las poblaciones de trips (X) y los daños observados en frutos (Y) en plantas de pitahaya, *Selenicereus undatus* (Haw.) D.R. Hunt, en condiciones de campo en el cantón Rocafuerte, Manabí. Periodo febrero- junio 2019.

que las altas poblaciones de varias especies de *Frankliniella* estaban principalmente favorecidas por el estado fenológico de floración. Mujica y col. (2007), en un estudio realizado en Uruguay en viñedos de uva blanca, detectó altas poblaciones de *F. occidentalis* en el momento de la floración.

Respecto a los daños en frutos, es necesaria una densidad poblacional de 47 trips por planta para alcanzar un 50% de daño. Esto es similar a lo estima-

do por Sengonca y col. (2006) para poblaciones de *F. occidentalis* sobre nectarina, *Prunus persica* L. (Rosaceae) donde poblaciones de 50 individuos en flores, estuvieron asociadas con 37.5% de frutos no comercializables. En contraste, en un trabajo realizado en aguacate con el trips de los invernaderos, *Heliothrips haemorrhoidalis* (Bouché) se estimó que con solo dos trips por planta se producían daños de 40% sobre hojas o frutos (Larral y col., 2018).

4.3 Depredadores

Los depredadores aquí detectados representan factores de control biológico de varias plagas en otros cultivos. Rocha y col. (2015) refiere los inventarios de los enemigos naturales constituyen la base fundamental para determinar su rol en la regulación de las poblaciones de plagas. Dado el incremento de la resistencia a insecticidas mostradas por algunas es-

pecies de trips, entre estas, *F. occidentalis*, el uso de controladores biológicos está siendo evaluado como alternativa de manejo.

Especies de Chrysopidae han mostrado su efectividad para control biológico de algunas especies de trips (Shrestha, Enkegaard y Giray, 2013; Sarkar y col., 2019). Chinchas depredadores del género

Tabla 3. Abundancia de enemigos naturales de trips por planta de pitahaya, *Selenicereus undatus* (Haw.) D.R. Hunt, en condiciones de campo, Rocafuerte, Manabí. Periodo febrero- junio 2019.

Enemigo natural	Abundancia (%)
<i>Neuroptera: Chrysopidae</i>	27,0 a
<i>Zelus sp.</i>	27,0 a
<i>Aranea: Salticidae</i>	24,3 ab
<i>Orius insidiosus</i>	21,7 b

Medias \pm error estándar de la media. Medias con igual letras no difieren significativamente. Comparaciones de medias hechas con la prueba de Kruskal-Wallis. $H=22,01$; $P>0,05$.

Zelus, que aquí resultó abundante han sido referidas como un importante controlador biológico de trips asociados con limón, *Citrus aurantifolia* Swingle (Miranda-Salcedo y Loera-Alvarado, 2019) y con frijol *Phaseolus vulgaris* L. (Blanco y Leyva, 2013). Las arañas (Aranea) también representan agentes de control biológico de varias especies fitófagas y su papel como factores de mortalidad de trips ha sido señalada en algunas investigaciones (Rocha y col., 2015; Medina y Kondo, 2012).

Aunque *O. insidiosus* resultó menos abundante, en otros estudios ha constituido un agente de control biológico primordial, alimentándose de todos los estados ninfales y de adultos. Especies de antocoridos incluyendo las del género *Orius*, constituyen depredadores fundamentales de trips en Chiapas, México y Florida, Estados Unidos (Rocha y col., 2015).

5 Conclusiones

Asociadas a la pitahaya roja *Selenicereus undatus* (Haw.) D.R. Hunt, fueron detectadas las especies *Frankliniella occidentalis* (Pergande) *Streptothrips* sp. y *Caliothrips fasciatus* (Pergande), siendo *F. occidentalis* la más abundante con más del 90% del total de los individuos. Las flores parecen ser más atractivas para las especies de trips identificadas, que las utilizan como elementos de refugio y alimentación.

Se requieren al menos 47 individuos de trips para alcanzar 50% de daño en frutos de pitahaya roja *S. undatus*. Los enemigos naturales representan un componente fundamental como agentes de control biológico natural de estos fitófagos. Hasta donde se tiene conocimiento, este estudio representa el primer reporte de identificación de especies de trips, niveles poblacionales, daños y su asociación con algunos enemigos naturales en el cultivo de la pitahaya roja.

Auspicio y apoyo financiero

La investigación fue financiada por el proyecto "Identificación de las principales plagas, enemigos naturales y virosis en algunos cultivos de importancia en Ecuador y Venezuela" de la Universidad Técnica de Manabí, Portoviejo- Ecuador.

Referencias

- Aguirre, L.A. y col. (2013). «Especies de trips (Thysanoptera) en mango, fluctuación y abundancia». En: *Revista Colombiana de Entomología* 39.1, 9-12. Online: <https://bit.ly/2E6yJd6>.
- Anderson, L. (1954). «Hoyer's solution as a rapid permanent mounting medium for bryophytes». En: *The bryologist* 57.3, 242-244. Online: <https://bit.ly/3gWAU1g>.
- Arce-Flores, J. y col. (2014). «Fluctuación poblacional y distribución de *Frankliniella occidentalis* (Pergande)(Thysanoptera: Thripidae) en nardo en Morelos, México». En: *Acta agrícola y pecuaria* 1.1, 37-42. Online: <https://bit.ly/3asQaAB>.
- Blanco, Y. y Á. Leyva (2013). «Las arvenses y su entomofauna asociada en el cultivo del frijol (*Phaseolus vulgaris*, L.) posterior al periodo crítico de competencia». En: *Avances en Investigación Agropecuaria* 17.3, 51-65. Online: <https://bit.ly/2E04FQD>.
- Camero, C. J. y col. (2010). «Thrips (Thysanoptera) del aguacate (*Persea americana*) en Nayarit, México». En: *Revista Colombiana de Entomología* 36.1, 47-51. Online: <https://bit.ly/3axWtTp>.
- Choi, K.S. y col. (2013). «Pest lists and their damages on mango, dragon fruit and atemoya in Jeju, Korea.» En: *Korean journal of applied entomology* 52.1, 45-51. Online: <https://bit.ly/347dRgv>.
- Denmark, H. A. y D. O. Wolfenbarger (2013). «Redbanded Thrips, *Selenothrips rubrocinctus* (Giard) (Insects: Thysanoptera: Thripidae)». En: *Department of Entomology and Nematology, UF/IFAS Extension*. Online: <https://bit.ly/3liWyaQ>: Florida Department of Agriculture and Consumer Services, Division of Plant Industry.
- Duran Trujillo, Y. y col. (2017). «Evaluación de insecticidas para el control de trips y ácaros de plagas de mango (*Mangifera indica* L.) en tierra, Guerrero, México». En: *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 20.3, 381-394. Online: <https://bit.ly/3kTNnOG>.
- García-Escamilla, P. y col. (2016). «Manejo de trips (*Frankliniella* spp.) en mango (*Mangifera indica* L.) a base de azufre en Veracruz, México». En: *Entomología Agrícola* 3, 441-444. Online: <https://bit.ly/2PTWZ4O>.
- Hoddle, M. y L. Mound (2011). «Thysanoptera of the Galápagos Islands». En: *Pacific Science* 65.4, 507-513. Online: <https://bit.ly/2Cv36cy>.

- INAMHI (2019). *Red de Estaciones Meteorológicas e Hidrológicas*. Inf. téc. Consultado el 01 octubre 2019. Online: <https://bit.ly/3iKeNf0>. Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología.
- Kondo, T. y col. (2013). «Tecnología para el manejo de pitaya amarilla *Selenicereus megalanthus* (K. Schum. ex Vaupel) Moran en Colombia». En: Bogotá, Colombia: Produmedios. Cap. Insectos plagas de importancia económica en el cultivo de pitaya amarilla. Págs. 65-77.
- Kumar, V. y col. (2012). «New tropical fruit hosts of *Scirtothrips dorsalis* (Thysanoptera: Thripidae) and its relative abundance on them in south Florida». En: *The Florida Entomologist* 95.1, 205-207. Online: <https://bit.ly/3iMWFBf>.
- Larral, P. y col. (2018). «Population abundance, phenology, spatial distribution and a binominal sampling plan for *Heliothrips haemorrhoidalis* (Thysanoptera: Thripidae) in avocado». En: *Florida Entomologist* 101.2, 166-171. Online: <https://bit.ly/3aCnchS>.
- Le Bellec, F., F. Vaillant y E. Imbert (2006). «Pitahaya (*Hylocereus* spp.): a new fruit crop, a market with a future». En: *Fruits* 61.4, 237-250. Online: <https://bit.ly/3g6vMGC>.
- MAG (2017). *Boletín situacional de pitahaya*. Inf. téc. Electrónico consultado 29 de agosto del 2019. Online: <https://bit.ly/3gXwSWt>. Ministerio de Agricultura y Ganadería.
- Medina, J. y T. Kondo (2012). «Listado taxonómico de organismos que afectan la pitaya amarilla, *Selenicereus megalanthus* (K. Schum. ex Vaupel) Moran (Cactaceae) en Colombia». En: *Ciencia y Tecnología Agropecuaria* 13.1, 41-46. Online: <https://bit.ly/2PYu0g5>.
- Miranda-Salcedo, M. A. y E. Loera-Alvarado (2019). «Fluctuación poblacional de enemigos naturales de trips (Thysanoptera: Thripidae) asociados a limón mexicano (*Citrus aurantifolia* Swingle) en Michoacán». En: *Entomología Mexicana* 6, 151-155. Online: <https://bit.ly/3h7wNzy>.
- Montesinos Cruz, J. A. y col. (2015). «Pitahaya (*Hylocereus* spp.) un recurso fitogenético con historia y futuro para el trópico seco mexicano». En: *Cultivos Tropicales* 36, 67-76. Online: <https://bit.ly/311XmAH>.
- Mound, L. A. y D. J. Tree (2015). «Fungus-feeding Thysanoptera: Phlaeothripinae of the Idiothrips genus-group in Australia, with nine new species». En: *Zootaxa* 4034.2, 325-341. Online: <https://bit.ly/2Qb8Mfj>.
- Mound, L.A. y col. (sep. de 2009). «Pest Thrips of the World — Visual and Molecular Identification of Pest Thrips, Cd-Rom». En: *Florida Entomologist - FLA ENTOMOL* 92, págs. 530-530.
- Mujica, M. V. y col. (2007). «Fluctuación poblacional de *Frankliniella occidentalis* (Pergande) (Thysanoptera: Thripidae) en *Vitis vinifera* L. cv. Italia en la zona Sur de Uruguay». En: *Boletín de sanidad vegetal. Plagas* 33.4, 457-468. Online: <https://bit.ly/2DP6gsz>.
- Najera-Rincón, M. B. y B. Souza (2010). *Insectos benéficos. Guía para su identificación*. México, Michoacán.
- Palomo, L. A. T. y col. (2015). «Population fluctuations of thrips (Thysanoptera) and their relationship to the phenology of vegetable crops in the central region of Mexico». En: *Florida Entomologist*, 430-438. Online: <https://bit.ly/2FwtEeL>.
- Pérez Artilles, L. y col. (2009). «Nocividad producida por *Selenothrips rubrocinctus* Giard (Thysanoptera: Thripidae) en frutales bajo tecnología de fincas integrales». En: *Citrifruit* 26.1, 49-51. Online: <https://bit.ly/2Cvp0fM>.
- Ramírez-Delgadillo, J. J. y col. (2011). «Primer informe de *Cactophagus spinolae* (Gyllenhal) (Coleoptera: Curculionidae) en tres especies de *Hylocereus* (Cactaceae) en Morelos, México». En: *Acta zoológica mexicana* 27.3, 863-866. Online: <https://bit.ly/2Fnn5Lk>.
- Reitz, S. R. (2009). «Biology and ecology of the western flower thrips (Thysanoptera: Thripidae): the making of a pest». En: *Florida Entomologist* 92.1, 7-13. Online: <https://bit.ly/3kKJQt3>.
- Rivas, F. y col. (2017). «Incidencia, progresión e intensidad de la Pudrición del Cogollo de *Elaeis guineensis* Jacq. en San Lorenzo, Ecuador». En: *Centro Agrícola* 44.1, 28-33. Online: <https://bit.ly/3g47Svw>.
- Rocha, F. H. y col. (2015). «Natural enemies of the *Frankliniella* complex species (Thysanoptera: Thripidae) in Ataulfo mango Agroecosystems». En: *Journal of Insect Science* 15.1, 114. Online: <https://bit.ly/3iEZ5BU>.
- Rugman-Jones, P. y col. (2012). «Phylogeographic structure, outbreeding depression, and reluctant virgin oviposition in the bean thrips, *Caliothrips fasciatus* (Pergande) (Thysanoptera: Thripidae), in California». En: *Bulletin of entomological research* 102.6, 698-709. Online: <https://bit.ly/2CwigOL>.

- Salazar Restrepo, J. C. (2012). *Manejo fitosanitario del cultivo de la pitahaya. Hylocereus megalanthus (K. Schum. ex Vaupel) Ralf Bauer. Medidas para la temporada invernal*. Bogotá: Produmedios.
- Sarkar, S. y col. (2019). «Laboratory and glasshouse evaluation of the green lacewing, *Chrysopa pallens* (Neuroptera: Chrysopidae) against the western flower thrips, *Frankliniella occidentalis* (Thysanoptera: Thripidae)». En: *Applied entomology and zoology* 54.1, 115-121. Online: <https://bit.ly/3axJlrS>.
- Sengonca, C. y col. (2006). «Occurrence of thrips (Thysanoptera) infestation on nectarines and its importance to fruit damage in North Cyprus». En: *Journal of Plant Diseases and Protection* 113.3, 128-134. Online: <https://bit.ly/2Ec1wwB>.
- Shrestha, G., A. Enkegaard y T. Giray (2013). «The green lacewing, *Chrysoperla carnea*: preference between lettuce aphids, *Nasonovia ribisnigri*, and western flower thrips, *Frankliniella occidentalis*». En: *Journal of insect science* 13.1, 94. Online: <https://bit.ly/3atK5E5>.
- Thongjua, T. y col. (2015). «Attraction effect of thrips (Thysanoptera: Thripidae) to sticky trap color on orchid greenhouse condition». En: *Journal of Agricultural Technology* 11.8, 2451-2455. Online: <https://bit.ly/2DPNvVW>.
- Urías-López, M. A., S. Salazar-García y R. Johansen-Naime (2007). «Identificación y fluctuación poblacional de especies de trips (Thysanoptera) en aguacate 'Hass' en Nayarit, México». En: *Revista Chapingo Serie Horticultura* 13.1, 49-54. Online: <https://bit.ly/2E9hO9P>.
- Valenzuela-García, R. y col. (2010). «Fluctuación poblacional y especies de thrips (Thysanoptera) asociados a calabaza en Nayarit, México». En: *Agronomía mesoamericana* 21.2, 333-336. Online: <https://bit.ly/2Y8nkR5>.



CONCORDANCIA ENTRE EL CULTIVO MICOLÓGICO Y LA CITOPATOLOGÍA EN EL DIAGNÓSTICO DE DERMATOFITOSIS EN CUYES

CONCORDANCE BETWEEN MICROLOGICAL CULTURE AND CYTOPATHOLOGY IN THE DIAGNOSIS OF DERMATOPHYTOSIS IN GUINEA PIGS

Renzo Ventura B.  y Siever Morales-Cauti 

Carrera de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Universidad Científica del Sur, Carr. Panamericana Sur 19, Villa EL Salvador 15067, Lima, Perú.

*Autor para correspondencia: sieverm@hotmail.com

Manuscrito recibido el 18 de septiembre de 2019. Aceptado, tras revisión, el 11 de junio de 2020. Publicado el 1 de septiembre de 2020.

Resumen

La dermatofitosis es una enfermedad que afecta al estrato córneo de la piel, pelo y uñas de los cuyes, causando un mal aspecto en la carcasa, afectando su comercialización, y generando pérdidas económicas. Se colectaron 189 muestras de cuyes con lesiones dermatológicas en granjas de crianza intensiva; las cuales fueron analizadas mediante cultivo micológico y citopatología en el Laboratorio de Microbiología y Microscopía de la Universidad Científica del Sur. Se halló una frecuencia de dermatofitosis de $18.5 \pm 5.5\%$ por cultivo micológico y $43 \pm 7.1\%$ por citopatología; según el estrato etario la frecuencia de dermatofitosis fue de $0\% / 0\%$ en lactantes, $25.6\% / 62\%$ en recría y $4.8\% / 6\%$ en reproductores, por cultivo micológico y citopatología, respectivamente. Según la ubicación de la lesión la frecuencia de dermatofitosis fue mayor en las regiones frontal y nasal, con $41.7\% / 70\%$ y $28.1\% / 67\%$, por cultivo micológico y citopatología, respectivamente; en cuanto al tipo de instalación, se presentó una frecuencia de $0\% / 0\%$ en animales criados en jaulas, y $26.5\% / 61\%$ en animales de crianza en poza, por la técnica de cultivo micológico y citopatología, respectivamente. Al evaluar el grado de concordancia entre ambas técnicas se halló un valor de Kappa (κ) igual a 0.46, considerada moderada.

Palabras clave: Cuyes, dermatofitosis, cultivo micológico, citopatología.

Abstract

Dermatophytosis is a disease that affects the stratum corneum of the skin, hair and nails in guinea pigs, causing bad aspect of the carcass, affecting its commercialization and generating economic losses. For the study 189 samples of guinea pigs with dermatological lesions were collected in intensive breeding farms; the guinea pigs were analyzed by cytopathology and mycological culture in the Laboratory of Microbiology and Microscopy of Universidad Científica del Sur. The frequency of dermatophytosis was $18.5 \pm 5.5\%$ by mycological culture and $43 \pm 7.1\%$ by cytopathology; according to the age stratum, the dermatophytosis frequency was 0% / 0% in breeding, 25.6% / 62% in rearing, and 4.8% / 6% in reproductive guinea pigs by mycological culture and cytopathology, respectively. About the location of the lesions, a frequency of 0% / 0% was found in cages by both techniques, while for animals raised in pools a frequency of 26.5% / 61% was found by culture and cytopathology, respectively. The grade of congruity between these two tests was determined by the value of Kappa (κ) equal to 0.46. The result indicates that there is a moderate degree of association.

Keywords: Guinea pigs, dermatophytoses, mycological culture, cytopathology.

Forma sugerida de citar: Venturo B., Renzo y Morales-Cauti, Siever (2020). Concordancia entre el cultivo micológico y la citopatología en el diagnóstico de dermatofitosis en cuyes. *La Granja: Revista de Ciencias de la Vida*. Vol. 32(2):106-113. <http://doi.org/10.17163/lgr.n32.2020.08>.

IDs Orcid:

Renzo Venturo B.: <http://orcid.org/0000-0003-2653-8477>

Siever Morales-Cauti: <http://orcid.org/0000-0002-5396-8889>

1 Introducción

El cuy (*Cavia porcellus*) es un mamífero roedor proveniente de la zona andina de América. La importancia de la especie radica, entre otras cosas, en que representa un producto de gran valor nutritivo para las zonas rurales alto andinas; además, es altamente rústica, con ventajas competitivas comparada a otras especies, y con viabilidad comercial y económica (Morales, 2013; Solórzano, 2014). A pesar de su rusticidad, existen factores que pueden predisponerlos a diversas enfermedades, tales como variaciones de temperatura, humedad, corrientes de aire, gran densidad poblacional, entre otras (Morales-Cauti, 2018). Dentro de estas enfermedades que más afectan a la especie, se encuentra la dermatofitosis, la cual es una infección por hongos dermatofitos que afecta al estrato corneo de la piel, pelo y uñas. Es causada por hongos de los géneros *Trichophyton* y *Microsporum* principalmente, y es transmitida por contacto entre animales enfermos o a través de instalaciones o herramientas contaminadas. El dermatofito más frecuentemente encontrado en cuyes es el *Trichophyton mentagrophytes*, que generalmente se manifiesta con signos clínicos como descamación difusa no pruriginosa y alopecia en nariz, orejas, cara y/o extremidades (White, D. y Paul-Murphy, 2016). Esta infección puede presentarse acompañada de una infección bacteriana de tipo secundaria, donde la lesión es de carácter supurativo conocida como eczema húmedo (Burke, 1994; Indranil, 2015).

Hay dos métodos fundamentales para el diagnóstico de dermatofitosis: examen directo y cultivo micológico; sin embargo, existen otros métodos como la lámpara de Wood o la dermatoscopia (Hnilica y Patterson, 2017; Moriello y col., 2017). La citopatología cutánea no es comúnmente utilizada para el diagnóstico de dermatofitosis, pero es mencionada como una técnica válida (Mendelsohn, Rosenkrantz y Griffin, 2006; Joyce y Vandis, 2007; Scurrel, 2011; Miller, Griffin y Campbell, 2013; Wiebe, 2015; Albanese, 2017). Sin embargo, el cultivo micológico es la prueba gold estándar para diagnóstico de dermatofitosis y se debe realizar cada vez que se sospecha de esta enfermedad (Patel y Forsythe, 2008). El *Agar sabraud dextrosa* es un medio de peptona suplementado con dextrosa para favorecer el crecimiento de hongos. Mientras la peptona funciona como fuente de factores de crecimiento nitrogenados, la

dextrosa proporciona una fuente de energía para el crecimiento de microorganismos, el medio no es selectivo para dermatofitos ya que no hay inhibición de hongos saprófitos, por lo que una modificación es la adición de cloranfenicol para inhibir bacterias gram negativas y positivas (Sparkes y col., 1993).

Los dermatofitos se identifican macroscópicamente en base a su tasa de crecimiento, aspecto, textura, color de la superficie y color del reverso (Indranil, 2015). Para la examinación microscópica, se transfieren las colonias a una lámina porta objetos, usando una cinta adhesiva o un hisopo estéril. A esta lámina se le agrega el colorante azul de lactofenol, pues resalta la apariencia de las hifas y conidias; para la identificación, se deben buscar las hifas, macroconidias y/o microconidias (Helton y Werner, 2018). Por otro lado, la citología cutánea es la segunda técnica más frecuente para el diagnóstico de enfermedades dermatológicas y consiste en identificar organismos bacterianos o fúngicos (levaduras) y evaluar los tipos de células inflamatorias, células neoplásicas o queratinocitos acantolíticas que se encuentren en la piel (Hnilica y Patterson, 2017). Los hallazgos que pueden sugerir que se está ante una infección por dermatofitosis son la presencia de neutrófilos, macrófagos, queratinocitos y células acantolíticas. Los dos primeros son las células detectadas con mayor frecuencia en muestras de lesiones cutáneas. Este tipo de inflamación mixta se asocia frecuentemente a cuerpos extraños, infecciones fúngicas, infecciones por micobacterias, granulomas y otras lesiones crónicas (Raskin y Meyer, 2015).

Para un diagnóstico definitivo de dermatofitosis, las hifas septadas y/o artroconidias se deben detectar en la superficie de estos corneocitos (Gross y col., 2005; Albanese, 2017). Pueden observarse hifas y esporas de color púrpura o azul con una tinción Diff Quick (Neuber y Nuttall, 2017). En el Perú aún no se han reportado estudios sobre el uso de la citopatología en el diagnóstico de dermatofitosis. Por tal motivo, el presente estudio plantea como objetivo la concordancia entre la técnica de cultivo micológico y la técnica citopatológica en el diagnóstico de dermatofitosis en cuyes de crianza intensiva, y determinar la frecuencia de los mismos según sus características propias, de tal forma que se pueda establecer a la citología como una técnica diagnóstica rápida para esta enfermedad, instaurando tra-

tamiento adecuado y disminuyendo así su impacto para el productor.

2 Materiales y Métodos

2.1 Lugar y fecha de estudio

Este estudio se realizó entre los meses de enero y marzo del 2018, siendo la temperatura ambiental promedio de 19,5°C y la humedad de 87% (INEI, Instituto Nacional de Estadística e Informática, 2018). Las muestras de piel recolectadas para el diagnóstico de micosis fueron transportadas para su evaluación al Laboratorio de Microbiología y Microscopía de la Facultad de Ciencias Veterinarias y Biológicas de la Universidad Científica del Sur. Se estudiaron a las poblaciones de cuyes provenientes de sistemas de crianza intensiva, de ambos sexos y de diferentes etapas productivas (lactante, recría, reproductores). Las muestras se tomaron en animales con lesiones en la piel como descamación y alopecia, mediante las técnicas de raspado cutáneo superficial y raspado cutáneo profundo.

2.2 Tamaño de muestra

Para determinar el tamaño de muestra del estudio se tomó como referencia el trabajo de determinación de dermatofitosis en cuyes en la sede central del INIA (Celis, 1998), en el cual se obtuvo 93% de prevalencia, y para ello se utilizó la fórmula de población infinita. Se procesaron 189 muestras por oportunidad y disponibilidad de recursos, y cuya distribución por granja fue la siguiente: granja 1 (n=86), granja 2 (n=40), granja 3 (n=5) y granja 4 (n=73).

2.3 Toma de muestra

Las muestras se recolectaron mediante dos técnicas: raspado cutáneo superficial y raspado cutáneo profundo, mencionadas por Bexfield, Lee y col. (2014). El raspado superficial se realizó para el cultivo micológico, mientras que el raspado cutáneo profundo para la técnica de citología, pues el sangrado ayuda a generar un mayor contraste y facilitar la visualización de estructuras fúngicas junto a células inflamatorias de la lesión. El raspado cutáneo superficial se realizó con una hoja de bisturí en toda la zona periférica de la lesión, tomando escamas y costras. Estas se transportaron en envases estériles de boca ancha

con tapa rosca, para su procesamiento en el laboratorio. Para el raspado cutáneo profundo, se siguió raspando con el bisturí la superficie de la piel hasta producir una hemorragia capilar. Luego, se transfirió la muestra a una lámina portaobjetos, y con ayuda de otra lámina, se extendió la muestra pasando una contra la otra, mediante la técnica de squash (Valenciano y Cowell, 2014).

2.4 Procesamiento por Citología

Los portaobjetos con las muestras se tiñeron con el protocolo de tinción Diff Quick. Primero se sumergieron en el fijador alcohólico 3 veces, con una duración de 2 a 3 segundos cada vez; luego, se escurrió en papel filtro; después la muestra se sumergió en la tinción básica color rojo; y finalmente, en la tinción ácida color púrpura. Cada inmersión fue de 8 segundos. Luego, se sumergieron en agua para retirar el colorante en exceso y se dejó secar por 5 minutos (Albanese, 2017). Las láminas teñidas y secas se observaron en el microscopio con un objetivo de 100X, para poder identificar los tipos de células existentes y posibles organismos fúngicos (Hnilica y Patterson, 2017). Las muestras consideradas positivas fueron las que presentaron la presencia de hifas y/o esporas, que son estructuras pequeñas, redondeadas u ovaladas, con un halo pericelular claro. Las hifas se reconocieron por su peculiar forma de rama de bambú, como filamentos lineales segmentados (Mendelsohn, Rosenkrantz y Griffin, 2006; Rasikin y Meyer, 2015; Albanese, 2017).

2.5 Procesamiento por Cultivo Micológico

Para el cultivo de las muestras se utilizó el medio Agar Sabouraud Dextrosa con un pH de 5.6, al cual se le agregó cloranfenicol en concentración de 50mg/dL. Las muestras se sembraron con ayuda de un asa de siembra en tubos Falcon que contenían el medio de cultivo, en posición inclinada o pico de flauta para evitar la desecación. Los cultivos se conservaron a temperatura de 22°C durante 21 días, haciendo un seguimiento diario para observar el crecimiento de colonias (Cuétara, 2007; Kraemer y col., 2012). Se consideraron positivas las muestras que a los 10 días presentaron colonias planas de color blanco, algodonosas o lanosas, bordes dorados, con o sin centro deprimido, y en el reverso color amarillo naranja o marrón anaranjado (compatibles con *M. canis*); colonias de textura plana color crema o

canela, con bordes blancos, micelios blancos y en el reverso color amarillo pálido o marrón (compatibles con *M. gypseum*); o colonias planas con superficie polvosa color blanco o crema, y con el reverso color marrón cobrizo o rojo oscuro (compatibles con *T. mentagrophytes*) (Moriello, 2001; Miller, Griffin y Campbell, 2013). Colonias de otros aspectos se compararon con un atlas de micología para considerarlas positivas o no al diagnóstico de dermatofitosis.

2.6 Identificación microscópica

De las placas cultivadas, se transfirieron con un asa las colonias a láminas porta objetos. A estas láminas se les colocó el colorante azul de lactofenol, sobre el cual se cubrió con la cinta adhesiva. Luego, se observaron al microscopio (Helton y Werner, 2018). Se consideraron positivos los hallazgos de macroconidias fusiformes de 6 o más segmentos con gruesas paredes espinosas (*M. canis*); hallazgos de macroconidias equinuladas de forma elíptica de hasta 6 segmentos y con paredes delgadas (*M. gypseum*); y hallazgos de microconidias globosas con ocasional presencia de macroconidias en forma de cigarro con paredes finas y lisas, y esporádicas hifas espirales (*T. mentagrophytes*) (Miller, Griffin y Campbell, 2013). Para determinar el grado de concordancia entre las dos técnicas empleadas se usó la prueba de Kappa, para lo cual se elaboró una tabla de contingencia de 2×2 que se detalla a continuación.

2.7 Interpretación de resultados

La determinación del índice de Kappa, se utilizó el paquete estadístico STATA15.0, y la interpretación cualitativa en base a la fuerza de concordancia descrita por Altman (1990), y se califica como: pobre o débil para valores menores a 0,40; moderada, para valores de entre 0,41 y 0,60; buena, entre 0,61 y 0,80; y muy buena para valores superiores hasta 1.13. La determinación de la frecuencia de dermatofitos para cada técnica diagnóstica se obtuvo de la relación entre el número de diagnósticos positivos frente al número total de animales evaluados.

3 Resultados y Discusión

La frecuencia global de dermatofitosis fue de $18.5 \pm 5.5\%$ (35/189) mediante la técnica de cultivo, mientras que mediante la técnica de citopatología, la

frecuencia global fue de $43 \pm 7.1\%$ (81/189) (Tabla 1). La frecuencia para dermatofitosis en animales con lesiones por el método de cultivo micológico fue de $18.5 \pm 5.5\%$, lo cual contrasta con los valores encontrados por otros autores por el mismo método en nuestro país. Otros autores reportan frecuencias mayores, entre 50 y 95% de presentación de dermatofitosis (Celis, 1998; Jara, Muscari y Chauca, 2003; Pineda, Camiloaga y Zuñiga, 2009). Estas altas presentaciones se deben al factor ambiente, ya que los dermatofitos, aunque son ubicuos, tienen una mayor frecuencia en lugares cálidos y con presencia de alta humedad relativa (Helton y Werner, 2018). Por otro lado, también influye la inmunidad del hospedero, la cual depende de la edad, alimentación y manejo de los animales (Morales, 2013); por lo que esto puede ser circunstancial y tener influencia multifactorial.

Varios factores influyen en el grado de concordancia del índice kappa (κ) para este estudio donde se enfrentan técnicas de diagnóstico como el cultivo micológico y la citológica; estos factores son grupos etarios, edad, sexo, tipo de instalaciones, grado de entrenamiento de los técnicos responsables de la toma de muestra y la ejecución de las técnicas de diagnóstico en la evaluación (Tabla 2).

En cuanto a las frecuencias de dermatofitosis por grupo etario en el presente estudio mediante el método de cultivo micológico se encontró que estas variaban desde 0% en lactantes, hasta 25.6% en recria; estos resultados fueron similares a los encontrados por Jara, Muscari y Chauca (2003), quienes reportaron que la recria presentó el mayor porcentaje de animales positivos. Esto se debería al desarrollo incompleto de su sistema inmune y la baja concentración de ácidos grasos fungistáticos presentes en su sebo (Richardson, 2000; Patel y Forsythe, 2008); además, después de la pubertad empiezan las agresiones entre machos, incrementándose el estrés y causando lesiones que sirven como vía de entrada al hongo (Jara, Muscari y Chauca, 2003).

Acerca de la ubicación de la lesión, fueron mucho más frecuentes las lesiones en la región nasal y frontal, mientras que en las lesiones encontradas en el dorso caudal y extremidades no se presentó dermatofitosis. Esto también coincide con Jara, Muscari y Chauca (2003) donde las lesiones en la región periocular y nasal fueron las más reporta-

das, mientras que en las extremidades y dorso se encuentra la menor frecuencia de dermatofitosis. Además; Miller, Griffin y Campbell (2013) describen que las áreas más afectadas por la dermatofitosis son el área nasal, periorcular, frontal y auricular, y solo en raras ocasiones puede extenderse al área lumbosacra, sin afectar las extremidades. Por lo que

esta disposición de las lesiones podría estar relacionada al comportamiento que tiene la especie, lo que facilita el contacto con áreas contaminadas del ambiente, favorecidas por la humedad que estas áreas pueden mostrar debido al comportamiento de alimentación que muestra la especie.

Tabla 1. Frecuencia de dermatofitosis en cuyes de crianza intensiva según sexo, estrato etario, ubicación de la lesión, y tipo de instalaciones; mediante cultivo micológico y citología (n=189).

	Total de animales	Animales positivos (cultivo)*				Animales positivos (citología)*			
		n	%	±	IC 95 %	n	%	±	+ IC 95 %
Sexo									
Hembra	103	8	7.80 %	±	5.20 %	24	23.00 %	±	8.10 %
Macho	86	27	31.40 %	±	9.80 %	57	66.00 %	±	10.00 %
Estrato etario									
Lactante	1	0	0.00 %	±	0.00 %	0	0.00 %	±	0.00 %
Recría	125	32	25.60 %	±	7.70 %	77	62.00 %	±	8.50 %
Reproductor	63	3	4.80 %	±	5.30 %	4	6.00 %	±	5.90 %
Ubicación de la lesión									
Nasal	64	18	28.10 %	±	11.00 %	45	70.00 %	±	11.20 %
Frente	12	5	41.70 %	±	27.90 %	8	67.00 %	±	26.60 %
Auricular	5	1	20.00 %	±	35.00 %	3	60.00 %	±	42.90 %
Cara	3	0	0.00 %	±	0.00 %	3	100.00 %	±	0.00 %
Dorso medio	96	10	10.40 %	±	6.10 %	17	18.00 %	±	7.70 %
Dorso caudal	4	0	0.00 %	±	0.00 %	1	25.00 %	±	42.40 %
Extremidades	2	0	0.00 %	±	0.00 %	1	50.00 %	±	69.30 %
Periocular	3	1	33.30 %	±	53.30 %	3	100.00 %	±	0.00 %
Instalaciones									
Jaula	57	0	0.00 %	±	0.00 %	0	0.00 %	±	0.00 %
Poza	132	35	26.50 %	±	7.50 %	81	61.00 %	±	8.30 %
TOTAL	189	35	18.50 %	±	5.50 %	81	43.00 %	±	7.10 %

*La determinación de concordancia entre ambas técnicas diagnósticas fue de 0.46 (Moderada).

En cuanto al tipo de instalación, hay una mayor frecuencia de dermatofitosis en animales criados en pozas. Jara, Muscari y Chauca (2003) al determinar la humedad de los galpones de cuyes de crianza intensiva, reportaron que las pozas donde la cama se mantiene húmeda por más tiempo, lo que hace que exista un mayor número de animales con lesiones dermatológicas. Por lo tanto, se corrobora que el tipo de instalación influye en la presencia o ausencia de humedad, ventilación e iluminación, y potencialmente en la presentación de la dermatofitosis.

Por otro lado, la frecuencia para dermatofitosis en animales con lesiones dermatológicas diagnos-

ticadas por el método de citopatología fue mayor frente al cultivo micológico, con índices de $43 \pm 7.1\%$ de los animales evaluados. En relación a las frecuencias de dermatofitosis por grupo etario en el presente estudio, se reporta que estas varían desde 0% en lactantes hasta 62% en recria. A nivel de regiones afectadas, la mayor frecuencia ocurre en la región nasal, frontal y auricular, con frecuencias entre 28.1% y 40.7% (Tabla 1). En cuanto al tipo de instalación, hay una frecuencia de dermatofitosis de 62% en animales criados en pozas, y un 0% en animales criados en jaulas, mostrando una mayor sensibilidad de esta técnica para el diagnóstico.

Tabla 2. Proporción de concordancia entre la técnica de cultivo micológico y la citología como diagnóstico de dermatofitosis en cuyes.

		Técnica de Citológica		
		Negativo	Positivo	Total
Técnica de Cultivo micológico	Negativo	108	46	154
	Positivo	0	35	35
	Total	108	81	189
Índice kappa = 0.46				

La técnica de citopatología es frecuentemente usada para determinar la presencia de agentes etiológicos en lesiones dermatológicas, debido a que es fácil de realizar, rápida, mínimamente invasiva; además no implica un costo muy alto (Neuber y Nuttall, 2017); sin embargo, no es ampliamente utilizada para este fin. Dentro de esta técnica el mejor método para la toma de muestra es el de la cinta adhesiva. No obstante, la cantidad de hongos que se encuentre va a depender de la intensidad de la infección (Albanese, 2017). Por otro lado, aunque la tinción de las láminas con Diff Quick es muy efectiva para poder visualizar a las esporas y/o hifas, tinciones como Schiff o Gomori permiten distinguir mucho mejor estas estructuras fúngicas en láminas histopatológicas (Albanese, 2017); sin embargo, los costos son mayores. Por otro lado, respecto a la sensibilidad del diagnóstico de la dermatofitosis, la frecuencia reportada mediante la técnica de citopatología fue más alta que la reportada mediante el cultivo micológico, debido a que esta primera no solo identifica dermatofitos, sino que también dio positivo a otras especies fúngicas, definidas posteriormente mediante el cultivo micológico.

En el estudio de concordancia entre ambas técnicas diagnósticas (Tabla 2), la técnica de cultivo micológico y la de citopatología determinaron que mediante la prueba de Kappa se encontró una concordancia moderada de 0.46 (Altman, 1990). Esto se debe a la diferencia entre las frecuencias reportadas con ambas técnicas. A pesar de los falsos positivos de la técnica de citopatología, estas otras especies fúngicas no solo no pueden considerarse contaminación, sino que potencialmente podrían estar causando las lesiones dermatológicas. Además, este resultado representa el primer estudio de concordancia entre ambas técnicas diagnósticas.

Finalmente, la citopatología podría ser utilizada como técnica de primera intención para el diagnós-

tico de dermatomycosis en cuyes, y en caso de resultar positivo, sería necesario el descarte definitivo por cultivo micológico.

4 Conclusiones

El grado de concordancia encontrado entre las técnicas de cultivo micológico y citopatología para detectar dermatofitosis en cuyes de granjas de crianza extensiva es de tipo moderado (Kappa = 0.46).

La estimación de presencia de dermatofitosis en cuyes de granjas de crianza extensiva fue de $18.5 \pm 5.5\%$ por el método de cultivo micológico y $43 \pm 7.1\%$ por el método de citopatología.

Agradecimientos

Esta investigación fue desarrollada por el financiamiento de FONDECYT Convenio de subvención N 172-2015-FONDECYT-DE.

Referencias


- Albanese, Francesco (2017). «Cytology of skin tumours». En: *Canine and Feline Skin Cytology*. Springer, 291-490. Online: <https://bit.ly/2BHdrSu>.
- Altman, D. G. (1990). *Practical statistics for medical research*. Ed. por Chapman y Hall/CRC. New York: CRC press.
- Bexfield, Nick, Karla Lee y col. (2014). *BSAVA guide to procedures in small animal practice*. Ed. 2. British Small Animal Veterinary Association.
- Burke, T. (1994). *Kirk's Current Veterinary Therapy*. Missouri: Saunders.

- Celis, E. (1998). «Detección de dermatomicosis en cuyes criados en baterías y pozas en la sede central del INIA-Lima». Tesis de Médico Veterinario. Huánuco: Universidad Nacional Hermilio Valdizán.
- Cuétara, M. S. (2007). «Procesamiento de las muestras superficiales». En: *Revista Iberoamericana de Micología* 4, 1-12. Online: <https://bit.ly/33gpRMD>.
- Gross, T.L. y col. (2005). *Skin Diseases of the Dog and Cat: Clinical and Histopathologic Diagnosis*. Ed. por Blackwell Science. Oxford.
- Helton, K. y A. Werner (2018). *Small animal dermatology*. Iowa: Wiley-Blackwell.
- Hnilica, K. y A. Patterson (2017). *Small Animal Dermatology: a color atlas and therapeutic guide*. Missouri: Saunders.
- INEL, Instituto Nacional de Estadística e Informática (2018). *Temperatura promedio anual, según departamento*. URL: <http://bit.ly/2Sp7Kgg>.
- Indranil, S. (2015). *Veterinary Micology*. Nueva Delh: Springer.
- Jara, M., J. Muscari y L. Chauca (2003). «Dermatofitosis en cuyes (*cavia porcellus*) de granjas tecnificadas de la costa central, provincia de Lima - Perú». En: XXVII Reunión de la Asociación Peruana de Producción Animal. Lima.
- Joyce, S. y M. Vandis (2007). *Clinical exposures: canine dermatophyte infection*. Veterinary Medicine 360.
- Kraemer, A. y col. (2012). «Dermatophytes in pet Guinea pigs and rabbits». En: *Veterinary microbiology* 157.1-2, 208-213. Online: <https://bit.ly/2P1CIK4>.
- Mendelsohn, C., W. Rosenkrantz y C. E. Griffin (2006). «Practical cytology for inflammatory skin diseases». En: *Clinical techniques in small animal practice* 21.3, 117-127. Online: <https://bit.ly/3f3QLJG>.
- Miller, W., C. Griffin y K. Campbell (2013). *Small animal dermatology*. Missouri: Mosby.
- Morales-Cauti, S. (2018). «La sanidad en Sistemas de Crianza Comercial de Cuyes». En: *Lima. XLI Reunión Científica Anual*. Asociación de Producción Animal. Online: <http://bit.ly/31CuqOh>.
- Morales, S. (2013). «La sanidad en Sistemas de Crianza Comercial de Cuyes». En: XXXVI Reunión Científica Anual. Lima. Asociación de Producción Animal. Online: <http://bit.ly/31CuqOh>.
- Moriello, K. A. y col. (2017). «Diagnosis and treatment of dermatophytosis in dogs and cats. Clinical Consensus Guidelines of the World Association for Veterinary Dermatology». En: *Veterinary Dermatology* 28.3, 266-e68. Online: <https://bit.ly/3g9uc7N>.
- Moriello, K.A. (2001). «Diagnostic techniques for dermatophytosis». En: *Clinical techniques in small animal practice* 16.4, 219-224. Online: <https://bit.ly/3jSpDki>.
- Neuber, A. y T. Nuttall (2017). *Diagnostic techniques in veterinary dermatology*. Ed. por Wiley-Blackwell. Oxford.
- Patel, A. y P. Forsythe (2008). *Small animal dermatology*. London: Saunders.
- Pineda, C., S. Camiloaga y M. Zuñiga (2009). «Frecuencia de hongos dermatofitos en la crianza de cobayos (*cavia porcellus*) en la provincia de Huánuco». En: *Investigación Valdizana* 3.1, 5-8. Online: <http://bit.ly/2H92ZIE>.
- Raskin, R. y D. Meyer (2015). *Canine and Feline Cytology: a Colour Atlas and Interpretation Guide*. Missouri: Saunders.
- Richardson, C.G. (2000). *Diseases of domestic Guinea Pigs*. Ed. por Blackwell Science. Oxford.
- Scurrel, E. (2011). *Kerion dermatophytosis in a cocker spaniel*. Cytopath. Veterinary Pathology. URL: <http://bit.ly/2HcStK5>.
- Solórzano, J. (2014). *Crianza, producción y comercialización de cuyes*. Ed. por Editorial Macro. Lima.
- Sparkes, A. y col. (1993). «Epidemiological and diagnostic features of canine and feline dermatophytosis in the United Kingdom from 1956 to 1991.» En: *The Veterinary Record* 133.3, 57-61. Online: <https://bit.ly/3jV8E0K>.
- Valenciano, A. y R. Cowell (2014). *Cowell and Tyler's Diagnostic cytology and hematology of the dog and cat*. Missouri: Elsevier.
- White, S. D., Sanchez-Migallon G. D. y M. G. Paul-Murphy J. and Hawkins (2016). «Skin diseases in companion guinea pigs (*Cavia porcellus*): a retrospective study of 293 cases seen at the Veterinary Medical Teaching Hospital, University of California at Davis (1990-2015)». En: *Veterinary dermatology* 27.5, 395-e100. Online: <https://bit.ly/2P9aNYB>.
- Wiebe, V. (2015). *Drug therapy for infectious diseases of dog and cat*. Ed. por Wiley-Blackwell. Oxford.



EVALUACIÓN DEL CONTENIDO DE METALES EN SUELOS Y TEJIDOS COMESTIBLES DE *Allium fistulosum* L. CULTIVADO EN ZONAS CERCANAS AL VOLCÁN TUNGURAHUA

METAL CONTENT EVALUATION IN SOILS AND EDIBLE TISSUES OF *Allium fistulosum* L. ON CROPS NEAR THE TUNGURAHUA VOLCANO

Jorge Briceño*¹ , Evelyn Tonato¹ , Mónica Silva¹ , Mayra Paredes¹  y
Arnaldo Armado² 

¹ Laboratorio de alimentos funcionales, Facultad de Ciencia Ingeniería en Alimentos y Biotecnología. Universidad Técnica de Ambato. Campus Huachi, Av. Los Chasquis y Río Payamino, CP. 180206, Ambato, Ecuador.

² Centro de Investigación Ambiental, Biología y Química. Facultad de Ciencia y Tecnología, Universidad de Carabobo, Nagua-nagua (2005), Carabobo, Venezuela.

*Autor para correspondencia: jbriceno@uc.edu.ve

Manuscrito recibido el 4 de septiembre de 2019. Aceptado, tras revisión, el 30 de marzo de 2020. Publicado el 1 de septiembre de 2020.

Resumen

El volcán Tungurahua, ubicado en la cordillera oriental de Ecuador, desde su reactivación en 1999 ha entrado en varias fases de actividad volcánica, produciendo emisiones de gas, cenizas y lava. Estas emisiones liberan una gran cantidad de metales a suelos cercanos que, en la actualidad, se emplean con fines agrícolas. La contaminación por metales puede provocar graves problemas para la salud humana; mientras que otros metales son necesarios como nutrientes, en la mayoría de los cultivos agrícolas. En esta investigación, se evaluó el contenido de metales en suelos agrícolas del cantón Quero, su biodisponibilidad y el contenido en el cultivo de *Allium fistulosum* L., con la finalidad de obtener información sobre el impacto de metales potencialmente contaminantes (cadmio, plomo, níquel, estroncio, cobalto, cobre y cinc) y nutrientes (potasio, magnesio, hierro y manganeso) sobre los cultivos. Para la estimación de metales totales en el suelo se realizó una digestión ácida; para metales biodisponibles se empleó una mezcla extractante (EDTA-Trietanolamina- CaCl_2 , pH 7) y para la cebolla de rama se realizó una calcinación seguida de digestión ácida. La cuantificación de los metales se realizó mediante espectroscopia de absorción atómica (EAA) de llama o de horno de grafito. Los resultados mostraron que el contenido de metales, tanto en las muestras de suelo como en cebolla de rama, estaba por debajo de los valores máximos permitidos en las normas locales para todos los metales estudiados; además, la ingesta del metal por la cebolla de rama fue independiente de la fracción biodisponible.

Palabras clave: Cadmio, cobre, ingesta de metal, metal biodisponible, cebolla de rama.

Abstract

The Tungurahua volcano, located in the eastern mountain range of Ecuador, since its reactivation in 1999 has had several phases of volcanic activity, which have produced gas, ash and lava emissions. These emissions release a large amount of metals to nearby soils that are currently used for agricultural purposes. Metal pollution can cause serious problems for human health; while other metals are necessary as nutrients in most agricultural crops. In this investigation, the metal content in agricultural soils of the Quero canton was evaluated, as well as its bioavailability and content in the culture of *Allium fistulosum* L., in order to obtain information on the impact of potentially polluting metals (cadmium, lead, nickel, strontium, cobalt, copper and zinc) and nutrients (potassium, magnesium, iron and manganese) on crops. For the estimation of total metals in soil an acid digestion was performed; for bioavailable metals an extractant mixture (EDTA-Triethanolamine- CaCl_2 , pH 7) was used and for the branch onion a calcination followed by acid digestion was carried out. The quantification of the metals was carried out by flame atomic absorption spectroscopy or graphite furnace. The results showed that the metal content, both in the soil samples and in the branch onion, was below the maximum values allowed in the local regulations for all the metals studied. In addition, the intake of the metal by the branch onion was independent of the bioavailable fraction.

Keywords: Cadmium, copper, metal intake, bioavailable metal, branch onion.

Forma sugerida de citar: Briceño, J., Tonato, E., Silva, M., Paredes, M. y Armado, A. (2020). Evaluación del contenido de metales en suelos y tejidos comestibles de *Allium fistulosum* L. cultivado en zonas cercanas al volcán Tungurahua.. La Granja: Revista de Ciencias de la Vida. Vol. 32(2):114-126. <http://doi.org/10.17163/lgr.n32.2020.09>.

IDs Orcid:

Jorge Briceño: <http://orcid.org/0000-0002-0692-1228>
Evelyn Tonato: <http://orcid.org/0000-0002-1707-4298>
Mónica Silva: <http://orcid.org/0000-0001-8887-1553>
Mayra Paredes: <http://orcid.org/0000-0001-9320-9177>
Arnaldo Armado: <http://orcid.org/0000-0003-4670-0339>

1 Introducción

El volcán Tungurahua, ubicado en la cordillera oriental de Ecuador, desde su reactivación en 1999 ha entrado en varias fases de actividad volcánica, en las que se han producido emisiones de gas, cenizas y lava (Battaglia y col., 2019). Estas emisiones liberan una gran cantidad de metales a los suelos cercanos que, en la actualidad, se emplean con fines agrícolas. La contaminación por metales pesados en suelos agrícolas puede generar un grave problema para la salud humana, debido a que muchas especies vegetales comestibles pueden absorber del suelo grandes cantidades de metales potencialmente tóxicos. La ingesta de metales, a través del consumo de alimentos contaminados, puede provocar malformaciones, disfunciones neuronales e incluso la muerte (Rai y col., 2019).

Si bien los metales pesados como cadmio, plomo, níquel, cobalto, cobre y zinc, son considerados potencialmente tóxicos (Tóth y col., 2016), para plantas, animales y hasta para los seres humanos (Rai y col., 2019) es cierto que otros metales, tales como potasio, magnesio, hierro y manganeso, son necesarios para el nutrimento de plantas y cultivos agrícolas en general. Es importante evaluar el contenido de metales, tanto en suelos como en los cultivos, ya que la composición del suelo es uno de los factores que influyen en la transferencia de elementos traza dentro de la cadena suelo-planta como parte del ciclo bioquímico (Kabata-Pendias, 2004; Kabata-Pendias y Sadurski, 2004; Tóth y col., 2016). Adicionalmente, conocer el contenido de metales permite evidenciar que el contenido de nutrientes sea el adecuado para el cultivo, y que los metales pesados potencialmente contaminantes estén por debajo de los límites permisibles, según las normativas ambientales nacionales e internacionales.

En el cantón Quero, especialmente en las cercanías del Volcán Tungurahua, se cultiva la cebolla de rama (*Allium fistulosum* L.) entre otros rubros (Choumert-Nkolo y Phélinas, 2019). Por lo tanto, surge la necesidad de evaluar el contenido de metales que han podido ser expelidos en las últimas emisiones de cenizas en 2016 (Battaglia y col., 2019). En la presente investigación, se evaluó el contenido de algunos metales en suelos agrícolas del cantón Quero, su biodisponibilidad y contenido en el culti-

vo de *Allium fistulosum* L., con la finalidad de obtener información del posible impacto de metales sobre los cultivos, teniendo en cuenta que los metales como cadmio, plomo, níquel, estroncio, cobalto, cobre y cinc, pueden ser potenciales contaminantes; y los metales como potasio, magnesio, hierro y manganeso actúan como macro y micronutrientes para el cultivo.

2 Materiales y Métodos

2.1 Zona de muestreo del suelo y la cebolla de rama

Las muestras de suelo y de cebolla de rama fueron seleccionadas de una parcela de 3.884 m² ubicada a 3.185 msnm en el cantón Quero a 12 km del volcán Tungurahua y 29 km del volcán Chimborazo. En la Figura 1, se muestra su ubicación geográfica (A) y la subdivisión de esta en cinco transectos similares para el muestreo (B).

2.2 Selección y conservación de las muestras

Las muestras de suelo y cebolla de rama se recolectaron en noviembre de 2018 cerca de la zona de influencia de las cenizas del volcán Tungurahua. Para la toma de muestras se utilizó el método de zigzag en una parcela a una distancia de 5 metros aproximadamente, dentro de los distintos lugares fijados se excavó de 10-30 cm de profundidad tomando 1-2 kg de suelo aproximadamente. Para la cebolla se cortó un racimo en su etapa final de crecimiento de los mismos lugares donde se tomó la muestra de suelo. Las muestras fueron trasladadas en bolsas de polietileno limpias y adecuadamente etiquetadas. Todo el proceso de muestreo se realizó en un lapso de 5 meses.

La muestra de suelo pasó por un proceso de secado a temperatura ambiente, molido y tamizado con una malla No. 14 y la cebolla fue lavada con agua destilada para retirar la suciedad visible y se tomó la porción comestible para el análisis. Posteriormente, se sometió a un secado por convección a 40°C por 24h, molido y tamizado (Faithfull, T y Ferrando Navarro, 2005) y almacenadas adecuadamente hasta el análisis de los metales de interés.

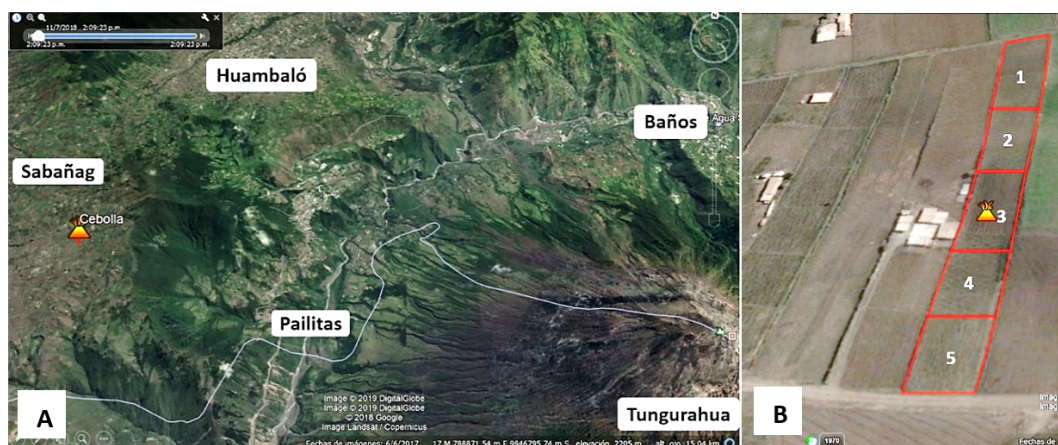


Figura 1. (A) Ubicación Geográfica de la parcela muestreada. (B) Subdivisión y puntos de muestreo. Fuente: Google Earth, 2019.

2.3 Parámetros fisicoquímicos

Para las muestras de suelo se determinó el porcentaje de humedad mediante la pérdida de peso en una estufa, utilizando el método 93.06-37.1.10 (AOAC, 2006). La materia orgánica del suelo se determinó en muestras secadas en estufa a 105°C , mediante pérdidas por ignición a 450°C durante 10h empleando una mufla NABERTHERM LT 15/12/B180 (Cargua Catagña y col., 2017). El pH y la conductividad eléctrica se determinaron en agua destilada (Kazlauskaitė-Jadzevičė y col., 2014), en proporción 1:2,5 p/v usando un potenciómetro, METTER TOLEDO SEVENCOMPACT PH/ION y un conductímetro THERMO SCIENTIFIC ORION VERSASTAR, respectivamente. Para las muestras de cebolla de rama se determinó el contenido de humedad, utilizando una balanza infrarroja METTER TOLEDO HX 2014 MOISTURE ANALYZER, usando 3 g de muestra con condición de trabajo de 150°C y con criterio de secado 1 mg/50 segundos.

2.4 Extracción de metales totales y biodisponibles en muestras de suelo

Para la estimación de la fracción total de cada metal en suelo se realizó una digestión con agua regia (HNO_3 concentrado y HCl concentrado en proporción 1:3 v/v) (Sungur, Soylak y Ozcan, 2014), se pesó por triplicado aproximadamente 0,5 g de suelo en una balanza analítica y se agregó agua regia en una proporción 1:10 p/v a 90°C por 2h con agitación magnética, posteriormente se filtró y aforó a 25 mL con HNO_3 0,14 M.

Para la estimación de la fracción biodisponible de cada metal se empleó una mezcla extractante preparada con EDTA 0,05M, trietanolamina 0,1 M y cloruro de calcio dihidratado 0,01M ajustada a pH: 7 (Khan y col., 2019). Se realizó una extracción en una relación 1:2 suelo/ mezcla extractante, dejando en agitación durante 30 minutos, posteriormente fue centrifugado a 4500 rpm durante 10 min, el sobrenadante fue filtrado por gravedad y aforado a 50 mL con HNO_3 0,14 M (Golia, Dimirkou y Mitsios, 2008).

2.5 Extracción de metales en muestras de cebolla en rama

Las muestras de cebolla de rama fueron sometidas a calcinación a 450°C , seguida de digestión ácida. Se tomaron las cenizas resultantes de la determinación de la materia orgánica y se agregó 0,50 mL de HCl y 0,25 mL de HNO_3 concentrados, luego se dejó en reposo por 15 min y se filtró con microfiltros de Nylon de 13 mm de diámetro y con tamaño de poro de $0,45\mu\text{m}$, se aforó a 25 mL con HNO_3 0,14 M.

2.6 Determinación de metales mediante EAA

La determinación de los metales se llevó a cabo utilizando un espectrofotómetro de absorción atómica con fuente de línea PG Instruments modelo AA500, empleando las condiciones instrumentales recomendadas por el fabricante para cada metal.

El instrumento está equipado con atomizadores de llama y horno de grafito; se usó una lámpara de deuterio D2 para corregir la absorbancia inespecífica y un automuestreador AUTO SAMPLER PG Instruments modelo AS500 para la introducción de las muestras líquidas en el sistema de atomización. Se emplearon estándares monoelementales (AccuStandard) para obtener diariamente las curvas de calibración de cada elemento. Se determinó la concentración de cobalto, estroncio, plomo, níquel y cadmio con el horno de grafito empleando argón grado 5,0 con 99,99% de pureza (Linde Ecuador S.A.) durante la etapa de pirólisis y con flujo detenido durante la atomización; de igual forma se determinó el potasio, magnesio, manganeso, cobre, hierro y cinc con llama de aire acetileno grado 2,5 y pureza 99,5% (Linde Ecuador S.A.). En todos los dos casos la determinación del contenido de metales se realizó mediante comparación directa de la señal de cada elemento frente al calibrado obtenido para cada metal. Todas las muestras se procesaron por triplicado, incluyendo un blanco intercalado entre cada muestra. La calidad de los datos se verificó mediante la medida de un punto de calibración preparado de manera independiente con otro material de referencia certificado para determinar la veracidad del método.

2.7 Factor de biodisponibilidad, β

La típica medida del contenido total del metal en el suelo no siempre es adecuado para evaluar la movilidad o disponibilidad del mismo (Rieuwerts, 2007). En ese sentido, se estableció un factor de biodisponibilidad β , determinado por la Ecuación 1 para evaluar la fracción biodisponible y que el contenido de metal sea independiente del contenido total del mismo metal en el suelo. Con el valor establecido se pudo evaluar el metal absorbido por la planta (Khan y col., 2015).

$$\beta = \frac{Metal_{biodisponible}}{Metal_{Total}} \quad (1)$$

3 Resultados y Discusión

3.1 Parámetros fisicoquímicos del Suelo

Las muestras de los suelos fueron evaluadas en base a los valores de referencia nacionales (Tabla 1) según la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). Los resultados obtenidos de la caracterización del suelo estudiado se indican en la Tabla 2. El pH estuvo por debajo de 5, con lo cual el sector de muestreo es fuertemente ácido de acuerdo con lo especificado en la SEMARNAT (2003); estas condiciones favorecen a la solubilidad de los elementos metálicos, permitiendo así una mejor asimilación por parte de las plantas (Kabata-Pendias y Sadurski, 2004; Tangahu y col., 2011).

Tabla 1. Valores de referencia reportados para la clasificación de los suelos. Tomado de SEMARNAT (2003).

Propiedad	Clasificación	Valor
pH	Fuertemente ácido	<5
	Moderadamente ácido	5,1 - 6,5
	Neutro	6,6 - 7,3
	Medianamente alcalino	7,4 - 8,5
	Fuertemente alcalino	>8,5
Conductividad eléctrica [dS/m]	Efectos despreciables de salinidad	<1,0
	Muy ligeramente salino	1,1 - 2,0
	Moderadamente salino	2,1 - 4,0
	Suelo salino	4,1 - 8,0
	Fuertemente salino	8,1 - 16,0
Materia orgánica [%]	Muy fuertemente salino	>16,0
	Muy bajo	<4
	Bajo	4,1 - 6,0
	4,1 - 6,0	6,1 - 10,9
	Alto	11,0 - 16,0
	Muy alto	>16,1

Tabla 2. Caracterización del suelo estudiado.

Puntos	pH	CE [dS/m]	MO [%]	Humedad [%]
1	4,96 (0,06)	0,163(0,002)	2,9 (0,2)	20,4 (2,0)
2	4,88 (0,03)	0,160(0,002)	2,4 (0,1)	18,8 (0,3)
3	4,73 (0,06)	0,238(0,002)	2,6 (0,9)	17,4 (0,6)
4	4,36 (0,04)	0,525(0,003)	2,5 (0,2)	17,5 (1,2)
5	4,93 (0,04)	0,200(0,001)	3,0 (0,2)	20,4 (1,7)

pH: Potencial de hidrógeno, CE: conductividad eléctrica, MO: materia orgánica. Se muestra el promedio y entre paréntesis la desviación estándar para n = 3.

En cuanto a los valores encontrados de conductividad eléctrica se considera que los suelos analizados tienen efectos despreciables de salinidad y los valores del contenido de materia orgánica fueron muy bajos de acuerdo con la SEMARNAT (2003). Sin embargo, estas condiciones han permitido el desarrollo de la planta sin dificultad, por lo que se evidenció en el momento del muestreo, probablemente por la incorporación de residuos de cascara de arroz incorporada al suelo por los agricultores como un intento de mejorar las propiedades del suelo (Park y col., 2011).

El resultado de un suelo con bajo pH y bajo contenido de materia orgánica aumenta la biodisponibilidad de metales para la planta debido a la falta de formación de complejos organometálicos, lo que imposibilita que los metales sean absorbidos por la raíz de la planta que se encuentra en contacto directo con el suelo (Tangahu y col., 2011; Bravo Realpe, Arboleda Pardo y Martín Peinado, 2014; Bornø, Müller-Stöver y Liu, 2019). Por otra parte, la humedad para las muestras de suelo agrícolas colectadas estuvieron entre 17,4 y 20,4 %, esta es una característica íntimamente relacionada con el clima de cada lugar y las condiciones del día de recolección.

3.2 Contenido de humedad y cenizas en cebolla de rama

En las muestras de cebolla de rama los parámetros de humedad y cenizas fueron desde 90,63 a 91,70 % y de 5,17 a 6,06 %, respectivamente. En general, el contenido de humedad es consistente con una revisión realizada por Mitra y Rao (2012) de 91,20 %, mientras que el contenido de cenizas fue similar a los obtenidos por Bello y col. (2013) quienes reportaron valores de hasta 11,46 %. Sin embargo, estas propiedades son de un mínimo control puesto que

están influenciadas por condiciones climáticas y el relieve del suelo, condiciones de transporte y almacenamiento del producto en su postcosecha.

3.3 Contenido de metales en suelo y cebolla

El contenido de metales fue comparado con valores de referencia según normativas nacionales e internacionales. Para el caso específico de la cebolla de rama al mayor conocimiento de los autores no se encontró una legislación que regule el contenido de metales, sin embargo, fue tomado como referencia el valor correspondiente a rubros similares al analizado. En la Tabla 3 se reúnen los valores de diversas legislaciones para alimentos y para suelos tomados del MAE.

Los resultados obtenidos del contenido de metales en las muestras de suelos para las fracciones solubles en agua regia (totales), la fracción soluble en la mezcla extractante (biodisponibles) y en las muestras de cebollas se expresa como cantidad del metal en masa fresca (ver Tabla 4). La discusión de los resultados estuvo en función del contenido total, la fracción biodisponible y el valor encontrado en la cebolla para cada uno de los metales.

El contenido de cadmio (total 0,09-0,13 mg/kg y biodisponible 0,0218-0,049 mg/kg) para las muestras de suelo se encontró dentro de los estándares de calidad ambiental establecidos para suelos, de acuerdo con el MAE (valores por debajo de 0,5 mg/kg). Los resultados obtenidos para este metal se encuentran dentro de los valores reportados (0,07–1,35 mg/kg) en suelos de Nueva Zelanda (Cavanagh y col., 2019); sin embargo son menores a los reportados en suelos de un área petroquímica (0,25–1,50 mg/kg) en Sardinia, Italia (Cortis y col., 2016) y en sedimentos del lago de Texco-

co (0,64–2,28 mg/kg), ubicado al este del Cinturón Volcánico Transmexicano (Sedeño-Díaz y col., 2020). En otro estudio realizado en sedimentos del lago Caviahue, Argentina, afectado por fluidos del volcán Copahue los valores de cadmio estuvieron por debajo del límite de detección (Cabrera, Temporetti y Pedrozo, 2015).

En cuanto al contenido de Cd en la porción co-

mestible de cebolla en ramas (0,0188-0,030 mg/kg) fue comparable con otra variedad de cebolla de Nueva Zelanda donde han reportado 0,007- 0,05 mg/kg (Cavanagh y col., 2019). Adicionalmente, de acuerdo con las legislaciones consultadas en todos los casos las muestras se encontraron por debajo de los límites establecidos del contenido de cadmio (0,1 mg/kg para Unión Europea, Australia, Codex Alimentarius y 0,03 mg/kg para Rusia).

Tabla 3. Criterios de Calidad de Suelo y hortalizas. Adaptado de Diaz. (2014).

Metal	Suelo		Productos Alimenticios [mg/kg]					
	MAE [mg/Kg]	UE	Legislación Australiana	Legislación brasileña	Codex Alimentarius	Finlandia	Rusia	Sudáfrica
Cd	0,5	0,1 Hortalizas de raíz y tubérculo y tallos jóvenes	0,1 Hortalizas de hojas/ Raíces y tubérculos	1 Otros alimentos fuera de zumos, bebidas alcohólicas y productos de pesca.	0,1 Hortalizas de tallo y raíz	-	0,03 Hortalizas / frutas	0,05 Frutas y hortalizas
Co	10	-	-	-	-	-	-	-
Cu	30	-	-	5 Frescos	-	10 Hortalizas	-	5 Zumos de hortalizas, frutas y néctares
Ni	20	-	-	5 Otros alimentos fuera de zumos, bebidas alcohólicas y productos hidrogenados	-	-	-	-
Pb	25	0,3 Hortalizas	0,1 Hortalizas (excepto Brassica)	0,5 Hortalizas	0,1 Raíces y tubérculos	1 Papa, pepino, natsudaikai (Pulpa), melocotón, fresa y uva.	0,5 Hortalizas / frutas	0,1 Frutas y otras hortalizas
Zn	60	-	-	-	-	-	-	5 Zumos de hortalizas, frutas y néctares
Fe, K, Mg, Mn, Sr		-	-	-	-	-	-	-

El contenido de plomo (total 0,64-1,28 mg/kg y biodisponible 0,25-0,29 mg/kg), para el suelo no superó los 25 mg/kg, manteniéndose dentro de los estándares de calidad ambiental establecidos de acuerdo con el MAE y por debajo de los encontrados por (Arnalds y col., 2007) para suelos volcánicos

italianos que reportan valores hasta 3.420 mg/kg. Asimismo, el contenido de Pb en la cebolla (0,040-0,058 mg/kg) en todos los casos fue menor a los límites establecidos según las legislaciones consultadas (0,3 mg/kg para la Unión Europea, y 0,1 mg/kg para Australia, Codex Alimentarius y Sudáfrica).

Tabla 4. Contenido de metales en suelos y tejido comestible de *Allium fistulosum* L.

Metal	Contenido en suelo (mg/kg)		Contenido en tejido comestible de <i>Allium fistulosum</i> L. (mg/kg)
	Total	Biodisponible	
Cd	0,09 -0,13	0,0218 - 0,049	0,0188 - 0,030
Pb	0,64 - 1,28	0,25 - 0,29	0,040-0,058
Ni	13,9-18,6	0,9-1,8	5,1-6,9
Co	5,8-9,0	0,22-0,34	0,085-0,12
Sr	7,4-19,5	0,83-1,24	0,84-0,95
Cu	14,8-21,6	4,8-6,2	0,44-0,61
Zn	72,5-88,7	4,4-7,0	5,0-6,16
K	95-601	58-148	652-829
Mg	1217-3217	84-96	128-147
Fe	6462-7850	246-289	8,6-10,3
Mn	55-73	6,7-8,3	1,43-1,61

En cuanto al contenido de níquel (total 13,9-18,6 mg/kg y biodisponible 0,9-1,8 mg/kg) el suelo no superó los 20 mg/kg, manteniéndose dentro de los estándares de calidad ambiental establecidos de acuerdo con el MAE, siendo menores a los encontrados por Arnalds y col. (2007) para suelos volcánicos italianos con valores hasta 101 mg/kg. Por otra parte, los valores obtenidos (5,1 a 6,9 mg/kg) para el contenido de Ni en el tejido comestible de la cebolla en rama resultaron con valores por encima de los límites establecidos, de acuerdo con la legislación consultada (5 mg/kg para Brasil); sin embargo, hay que enfatizar que la categorización no es específica de la cebolla en ramas.

El contenido de cobalto (total 5,8-9,0 mg/kg y biodisponible 0,22-0,34 mg/kg) en suelo no superó los 10 mg/kg, manteniéndose dentro de los estándares de calidad ambiental establecidos de acuerdo con el MAE y concuerdan con el contenido de cobalto reportado para suelos volcánicos europeos con máximo 33 mg/kg (Arnalds y col., 2007) y suelos agrícolas de la isla de São Miguel con valores medios desde 1,66 hasta 13,9 mg/kg (Linhares y col., 2019). En cuanto al contenido de Co en la porción comestible de la cebolla en rama se encontró entre 0,085 y 0,12 mg/kg (las legislaciones consultadas

no indican valores límites de Co).

Para el contenido de estroncio en suelos (total 7,4-19,5 mg/kg y biodisponible 0,83-1,24 mg/kg) y en la cebolla en rama (0,84-0,95 mg/kg), no se encontró comparación con alguna legislación, sin embargo, se han reportado valores superiores en otros trabajos, por ejemplo, estudio de la acumulación de estroncio por plantas nativas cultivadas en suelos mineros de Gumuskoy y se reportaron valores entre 22,60 y 691,80 mg/kg en suelos y los niveles medios de Sr fueron de 163,65 y 163,93 mg/kg para raíces y brotes, respectivamente de las plantas estudiadas (Sasmaz y Sasmaz, 2017), y también, en minerales volcánicos en Chaco Canyon, Nuevo México con valores máximos de 254 mg/kg (Tankersley y col., 2018).

El contenido de cobre (total 14,8-21,6 mg/kg y biodisponible 4,8-6,2 mg/kg) en suelos no superó los 30 mg/kg, manteniéndose dentro de los estándares de calidad ambiental de acuerdo con el MAE y por debajo de los reportado para suelos volcánicos italianos con valores hasta 565 mg/kg (Arnalds y col., 2007); sin embargo, como nutriente se encontró en niveles muy altos (>5 mg/kg). Por otra parte, el contenido de Cu en la cebolla en ramas (0,44 a

0,61 mg/kg) fue bajo, encontrándose por debajo de los límites establecidos, de acuerdo con las legisla-

ciones consultadas (5 mg/kg para Brasil y Sudáfrica, y 10 mg/kg para Finlandia).

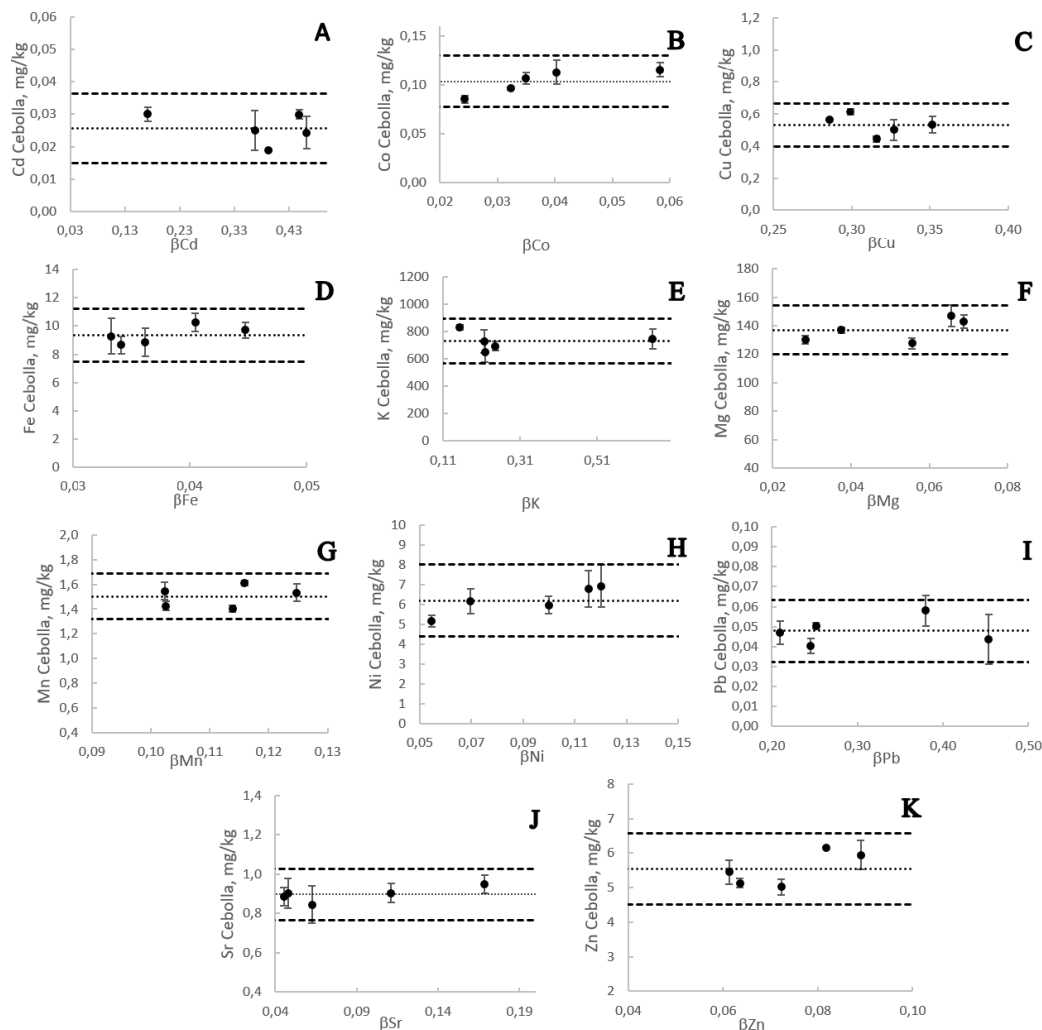


Figura 2. La absorción de metal por la cebolla de rama en función de la fracción biodisponible en el suelo.

El contenido de zinc total obtenido (72,5-88,7 mg/kg) superó los 60 mg/kg, estando fuera de los estándares de calidad ambiental de acuerdo con el MAE; aunque la fracción biodisponible (4,4-7,0 mg/kg) está por debajo de ese límite, y por debajo de los reportado para suelos volcánicos italianos donde han reportado valores de hasta 2.550 mg/kg (Arnalds y col., 2007). Como nutriente se encuentra en niveles muy altos (>20 mg/kg), y su biodisponibilidad va de media (2-5 mg/kg) a alta (5-20 mg/kg). Por otra parte, el contenido de Zn en

cebolla de rama (5,0-6,16 mg/kg) se encontró por encima del valor de referencia (5 mg/kg de acuerdo con legislación de Sudáfrica) para zumos de hortalizas, frutas y néctares. No se encontraron valores de referencia de la cebolla en rama o algunos otros vegetales.

El contenido de potasio (total 95-601 mg/kg y biodisponible 58-148 mg/kg) en suelos resultó muy alto como nutriente, sin embargo, aunque no hay normativas ambientales que regulen su contenido,

se encuentra por debajo de lo reportado en otros trabajos, como ejemplo valores de hasta 3.500 mg/kg de potasio en suelos de una localidad industrial en Italia (Cortis y col., 2016). En cuanto al contenido en la cebolla en rama resultó entre 652 y 829 mg/kg. Es importante destacar que la ingesta de potasio recomendada es entre 90-120 mmol/día en adultos para reducir la tensión arterial y el riesgo de enfermedades cardiovasculares, accidentes cerebrovasculares y cardiopatía coronaria en adultos (WHO, 2012).

El contenido de magnesio (total 1217-3217 mg/kg y biodisponible 84-96 mg/kg) en suelos fue elevado, resultando con niveles de biodisponibilidad muy altos (>8 cmol/kg); aunque ambientalmente no hay normativas que restrinjan su contenido. Se han reportado valores promedios de Mg de 29.052 mg/kg, en sedimentos del lago Texcoco (Sedeño-Díaz y col., 2020). Mientras que el contenido de magnesio en la cebolla estuvo entre 128 y 147 mg/kg. La ingesta diaria recomendada para magnesio es variada, dependiendo de la edad y el sexo con valores entre 30 y 420 mg para regular la función de los músculos, formación de proteínas, crecimiento óseo, entre otros (NIH, 2016).

El contenido de hierro (total 6 462-7 850 mg/kg y biodisponible 246-289 mg/kg) en el suelo como nutriente, resultaron muy altos (>200 mg/kg), sin embargo, estas concentraciones elevadas son habituales en la mayoría de los suelos agrícolas, sin que esto represente efectos negativos. Como ejemplo, se pueden citar estudios realizados en sedimentos de un lago en México (promedios de 14 428 mg/kg) y en suelos cercanos a una zona industrial en Italia hasta 3 200 mg/kg (Cortis y col., 2016). Mientras que el contenido de hierro en la cebolla se encontró desde 8,6 a 10,3 mg/kg, por encima de valores reportados de 0,84 a 2,47 (Vilanova y col., 2008) y dentro de los reportados por Bello y col. (2013) de hasta 40 mg/kg en el bulbo estimado con 90% humedad.

El contenido de manganeso (total 55-73 mg/kg y biodisponible 6,7-8,3 mg/kg) como nutriente en el suelo es considerado alto (50-100 mg/kg), aunque su biodisponibilidad fue baja (2-10 mg/kg). Estos valores son menores a los reportados por Linhares y col. (2019) para suelos agrícolas de seis zonas volcánicas de la isla de São Miguel (1 782,50 ±

108,98). Mientras que el contenido de manganeso en la cebolla se encontró entre 1,43 y 1,61 mg/kg. No se encontraron legislaciones que regulen el contenido de manganeso en suelos ni en alimentos. Para la mayoría de los metales estudiados se observó que estaban dentro de los valores máximos establecidos en las normas consultadas, alineado con los resultados obtenidos en un estudio de metales en piña y pitahaya cultivadas en los alrededores del volcán Masaya en Nicaragua.

3.4 Factor de biodisponibilidad β

En la figura 2 se muestra la influencia de la fracción biodisponible del metal en el suelo sobre la absorción de este por la cebolla de rama. Se representa en la línea discontinua fina el promedio de los valores conseguidos de metal en cebolla de rama y en su entorno las líneas discontinuas gruesas representan los límites superiores e inferiores determinados como el promedio más o menos 1,96 (correspondiente al valor de z para un 95% de confianza) veces la desviación estándar.

La absorción de metal en las muestras de cebolla de rama analizadas presentó una correlación independiente de la fracción biodisponible en el suelo y en todos los casos fue menor a la concentración total del mismo metal en el suelo. Este comportamiento observado en la Figura 2 muestra que la cebolla no resulta una planta acumuladora de metales puesto que absorbe exclusivamente cantidades necesarias de sus nutrientes provenientes del suelo. A diferencia de otras plantas como la *Brassica napus* que se ha investigado su función en la recuperación de la salud de los suelos contaminados con metales y Diesel por rizoremediación (Lacalle y col., 2018) o el vetiver (*Vetiveria zizanioides*) que es empleada para la fitorremediación por sus propiedades de bioacumulación de metales (Chen, Shen y Li, 2004; Almeida y col., 2019; Shabbir y col., 2019). Posiblemente estos resultados podrían ser debido a que la cebolla de rama es de ciclo corto, lo cual limita su exposición a los metales por periodos prolongados. Se ha mencionado que las plantas absorben metales en diferentes grados dependiendo de la especie vegetal y de la exposición del metal (Intawongse y Dean, 2006; Khan y col., 2015).

4 Conclusiones

El suelo estudiado colectado en una zona afectada por las cenizas de volcán Tungurahua fue fuertemente ácido, con efecto despreciable de salinidad y bajo contenido de materia orgánica. El contenido de metales potencialmente contaminantes (cadmio, plomo, níquel, estroncio y cobalto), en suelo y cebolla de rama del cantón Quero, en todos los casos está por debajo de las normativas consultadas. El contenido de metales nutrientes (potasio, manganeso, magnesio, hierro, cobre y zinc) se encontró en niveles adecuados, en ningún caso se encontró deficiencia.

La biodisponibilidad de los metales en suelos cercanos al volcán Tungurahua permitió determinar que la ingesta del metal por la cebolla de rama fue independiente de la fracción biodisponible del metal en el suelo para todos los metales estudiados.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por la DIDE-UTA a través de los proyectos Biodisponibilidad de metales en suelos del cantón Quero de la provincia de Tungurahua HCU 0194-CU-P-2018 y Proyecto Canje de Deuda Ecuador-España HCU 0939-CU-P-2016, ambos de la Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología.

Referencias

AOAC (2006). «Official methods of analysis Proximate Analysis and Calculations Moisture (M) Fruits, Vegetables, and their Products - item 107.» En: *Association of Analytical Communities*. Vol. Reference data: Method 934.06 (37.1.10); NFNAP; WATER.

Almeida, A. y col. (2019). «Phytoremediation potential of *Vetiveria zizanioides* and *Oryza sativa* to nitrate and organic substance removal in vertical flow constructed wetland systems». En: *Ecological Engineering* 138, 19-27. Online: <https://bit.ly/3gICrYg>.

Arnalds, Ó. y col. (2007). *Soils of volcanic regions in Europe*.

Battaglia, J. y col. (2019). «Autopsy of an eruptive phase of Tungurahua volcano (Ecuador) through coupling of seismo-acoustic and SO₂ recordings with ash characteristics». En: *Earth and Planetary Science Letters* 511, 223-232. Online: <https://bit.ly/2W7wKLF>.

Bello, M. y col. (2013). «Characterization of domestic onion wastes and bulb (*Allium cepa* L.): fatty acids and metal contents». En: *International Food Research Journal* 20.5, 2153-2158. Online: <https://bit.ly/3fhgwqJ>.

Bornø, Ma., D. Müller-Stöver y F. Liu (2019). «Biochar properties and soil type drive the uptake of macro-and micronutrients in maize (*Zea mays* L.)» En: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 182.2, 149-158. Online: <https://bit.ly/2ZWJcPt>.

Bravo Realpe, I., C. A. Arboleda Pardo y F. J. Martín Peinado (2014). «Efecto de la calidad de la materia orgánica asociada con el uso y manejo de suelos en la retención de cadmio en sistemas altoandinos de Colombia». En: *Acta Agronómica* 63.2, 1-14. Online: <https://bit.ly/3gNvR2Q>.

Cabrera, J., P. Temporetti y F. Pedrozo (2015). «Trace metal partitioning and potential mobility in the naturally acidic sediment of Lake Caviabue, Neuquén, Argentina». En: *Revista Clínica Las Condes* 26.2, 217-222. Online: <https://bit.ly/3g4YSpT>.

Cargua Catagña, F. y col. (2017). «Analytical methods comparison for soil organic carbon determination in Andean Forest of Sangay National Park-Ecuador». En: *Acta Agronómica* 66.3, 408-413. Online: <https://bit.ly/321hjIN>.

Cavanagh, J. A. E. y col. (2019). «Cadmium uptake by onions, lettuce and spinach in New Zealand: Implications for management to meet regulatory limits». En: *Science of the total Environment* 668, 780-789. Online: <https://bit.ly/3iO1vip>.

Chen, Y., Z. Shen y X. Li (2004). «The use of vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) in the phytoremediation of soils contaminated with heavy metals». En: *Applied Geochemistry* 19.10, 1553-1565. Online: <https://bit.ly/3fiLQpf>.

Choumert-Nkolo, J. y P. Phélinas (2019). «Natural disasters, land and labour». En: *European Review of Agricultural Economics* 47.1, 296-323. Online: <https://bit.ly/2CnRiso>.

Cortis, P. y col. (2016). «Chemical, molecular, and proteomic analyses of moss bag biomonitoring in a petrochemical area of Sardinia (Italy)». En:

- Environmental Science and Pollution Research* 23.3, 2288-2300. Online: <https://bit.ly/2W9MQUS>.
- Díaz, A. (2014). METALES PESADOS. Inf. téc. Valencia: Secretaría de Estado de Comercio.
- Faithfull, N. T., Nigel T y A. C. Ferrando Navarro (2005). *Métodos análisis químico agrícola: manual práctico*. Acribia. Accessed: 19 August 2019. URL: <https://bit.ly/2OeAA11>.
- Golia, E. E., A. Dimirkou e I. K. Mitsios (2008). «Influence of some soil parameters on heavy metals accumulation by vegetables grown in agricultural soils of different soil orders». En: *Bulletin of environmental contamination and toxicology* 81.1, págs. 80-84.
- Intawongse, M. y J. R. Dean (2006). «Uptake of heavy metals by vegetable plants grown on contaminated soil and their bioavailability in the human gastrointestinal tract». En: *Food additives and contaminants* 23.1, 36-48. Online: <https://bit.ly/302bpnT>.
- Kabata-Pendias, A. y W. Sadurski (2004). «Trace elements and compounds in soil». En: *Elements and their compounds in the environment: Occurrence, analysis and biological relevance*, 79-99. Online: <https://bit.ly/3iRFZcB>.
- Kabata-Pendias, Alina (2004). «Soil-plant transfer of trace elements—an environmental issue». En: *Geoderma* 122.2-4, 143-149. Online: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0016706104000084>.
- Kazlauskaitė-Jadzevičė, A. y col. (2014). «The role of pH in heavy metal contamination of urban soil». En: *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* 22.4, 311-318. Online: <https://bit.ly/2DvLcXj>.
- Khan, A. y col. (2015). «The uptake and bioaccumulation of heavy metals by food plants, their effects on plants nutrients, and associated health risk: a review». En: *Environmental Science and Pollution Research* 22.18, 13772-13799. Online: <https://bit.ly/327VmrX>.
- Khan, A. y col. (2019). «Heavy metals effects on plant growth and dietary intake of trace metals in vegetables cultivated in contaminated soil». En: *International journal of Environmental Science and Technology* 16.5, 2295-2304. Online: <https://bit.ly/38VdQgk>.
- Lacalle, R. y col. (2018). «Brassica napus has a key role in the recovery of the health of soils contaminated with metals and diesel by rhizoremediation». En: *Science of The Total Environment* 618, 347-356. Online: <https://bit.ly/2WrshUr>.
- Linhares, D. y col. (2019). «Cobalt distribution in the soils of São Miguel Island (Azores): From volcanoes to health effects». En: *Science of The Total Environment* 684, 715-721. Online: <https://bit.ly/2Zih2iP>.
- Mitra J. and Shrivastava, S. y P. S. Rao (2012). «Onion dehydration: a review». En: *Journal of food science and technology* 49.3, 267-277. Online: <https://bit.ly/38Mbpwg>.
- NIH (2016). *¿Qué es el magnesio? ¿Para qué sirve?* National Institutes of Health, U.S. Department of Health & Human Services.
- Park, J.H. y col. (2011). «Biochar reduces the bioavailability and phytotoxicity of heavy metals». En: *Plant and soil* 348.1-2. Online: <https://bit.ly/3fjXbVW>, pág. 439.
- Rai P. and Lee, S. S. y col. (2019). «Heavy metals in food crops: Health risks, fate, mechanisms, and management». En: *Environment International* 125, 365-385. Online: <https://bit.ly/3iQAWcq>.
- Rieuwerts, J. S. (2007). «The mobility and bioavailability of trace metals in tropical soils: a review». En: *Chemical Speciation and Bioavailability* 19.2, 75-85. Online: <https://bit.ly/3frUzWk>.
- SEMARNAT (2003). *Acuerdo que establece las reglas de operación para el otorgamiento de Pagos del Programa de Servicios Ambientales Hidrológicos*. Viernes, 3, 6-23. SGR. (2014). *Programa de Prevención y Mitigación para Reducir el Riesgo por Diferentes Amenazas*. Inf. téc. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Sasmaz, M. y A. Sasmaz (2017). «The accumulation of strontium by native plants grown on Gumuskoy mining soils». En: *Journal of Geochemical Exploration* 181, 236-242. Online: <https://bit.ly/2ZkvYwP>.
- Sedeño-Díaz, Jacinto Elías y col. (2020). «Distribution Coefficient and Metal Pollution Index in Water and Sediments: Proposal of a New Index for Ecological Risk Assessment of Metals». En: *Water* 12.1, 29. Online: <https://bit.ly/3ei4Brr>.
- Shabbir, A. y col. (2019). «Vetiveria zizanioides (L.) Nash: A Magic Bullet to Attenuate the Prevailing Health Hazards». En: *Plant and Human Health, Volume 2*. Springer, 99-120. Online: <https://bit.ly/2ZUdlc>.
- Sungur, A., M. Soylak y H. Ozcan (2014). «Investigation of heavy metal mobility and availability by the BCR sequential extraction procedure:

- relationship between soil properties and heavy metals availability». En: *Chemical Speciation and Bioavailability* 26.4, 219-230. Online: <https://bit.ly/3020RFp>.
- Tangahu, B. V. y col. (2011). «A review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation». En: *International Journal of Chemical Engineering* 2011. Online: <https://bit.ly/3fqux5C>.
- Tankersley, K. B. y col. (2018). «Volcanic minerals in Chaco Canyon, New Mexico and their archaeological significance». En: *Journal of Archaeological Science: Reports* 17. 17(November 2017), 404-421. Online: <https://bit.ly/2AP6RJ2>.
- Tóth, G. y col. (2016). «Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety». En: *Environment international* 88, 299-309. Online: <https://bit.ly/3ekqQNE>.
- Vilanova, Mar y col. (2008). «Descriptive analysis of wines from *Vitis vinifera* cv. Albariño». En: *Journal of the Science of Food and Agriculture* 88.5, 819-823. Online: <https://bit.ly/3eINQfd>.
- WHO (2012). *Guideline: Potassium intake for adults and children*. Inf. téc. World Health Organization.



CORONAVIRUS EN ECUADOR: UNA OPINIÓN DESDE LA ACADEMIA

CORONAVIRUS IN ECUADOR: AN OPINION FROM THE ACADEMIA

Santiago Guerrero^{id}

Centro de Investigación Genética y Genómica. Facultad de Ciencias de la Salud Eugenio Espejo, Universidad UTE. Av. Mariscal Sucre y Av. Mariana de Jesús, Bloque I, 2do piso, 170129 Quito, Ecuador

*Autor para correspondencia: sxguerrero@gmail.com

Manuscrito recibido el 26 de febrero de 2020. Aceptado, tras revisión, el 5 de marzo de 2020. Publicado el 1 de septiembre de 2020.

Resumen

Esta es la tercera vez que un coronavirus zoonótico ha podido infectar diversas poblaciones humanas. Este nuevo virus, clasificado como SARS-CoV-2 (*severe acute respiratory syndrome coronavirus 2*), es el agente causal de la epidemia denominada COVID-19 (*coronavirus disease 2019*). La investigación internacional realizada en torno a este nuevo brote fue tan eficaz que en poco tiempo ya se conocía el genoma del virus, su biología y sus principales aspectos epidemiológicos. En Ecuador se han reportado hasta la fecha 1962 casos positivos de SARS-CoV-2, situación que generó una gran preocupación por parte de la sociedad y la Academia ecuatoriana. Por lo tanto, en este artículo de opinión se detallarán las principales investigaciones realizadas sobre el SARS-CoV-2 a nivel internacional, se discutirá sobre la importancia de la Academia en la toma de decisiones sanitarias y se pondrá en perspectiva el papel de la investigación fundamental para la contención de un posible brote en Ecuador.

Palabras clave: coronavirus, SARS-CoV-2, COVID-19, Ecuador.

Abstract

This is the third time that a zoonotic coronavirus has infected various human populations. This new virus, classified as SARS-CoV-2 (*severe acute respiratory syndrome coronavirus 2*), is the causative agent of the new pandemic outbreak called COVID-19 (*coronavirus disease 2019*). The international research carried out around this new outbreak was so effective that shortly thereafter the genome of the virus, its biology and its main epidemiological aspects were determined. To date, 1962 positive cases of SARS-CoV-2 have been reported in Ecuador, situation that has caused great concern among Ecuadorian academics and society. Thus, in this opinion article, the main research carried out internationally on the SARS-CoV-2 will be detailed, the importance of the Academia in healthcare decision-making will be discussed and the role of fundamental research to hold a possible outbreak in Ecuador will be mentioned.

Keywords: coronavirus, SARS-CoV-2, COVID-19, Ecuador.

Forma sugerida de citar: Guerrero, S. (2020). Coronavirus en Ecuador: una opinión desde la Academia. La Granja: Revista de Ciencias de la Vida. Vol. 32(2):127-133. <http://doi.org/10.17163/lgr.n32.2020.10>.

ID Orcid:

Santiago Guerrero: <http://orcid.org/0000-0003-3473-7214>

1 Introducción

“Otra década, otro coronavirus” se titula el editorial publicado por Stanley Perlman en la prestigiosa revista *The New England Journal of Medicine*. Efectivamente, esta es la tercera vez que un coronavirus zoonótico ha podido infectar diversas poblaciones humanas. Al igual que el SARS-CoV (*severe acute respiratory syndrome coronavirus*) en 2002-2003 y el MERS-CoV (*Middle East respiratory syndrome coronavirus*) en 2012, este nuevo virus, denominado SARS-CoV-2 (*severe acute respiratory syndrome coronavirus 2*), también se transmitió de animales a humanos (Perlman, 2020).

Los coronavirus pueden causar infecciones virales del tracto respiratorio superior (IVTRS) en una gran variedad de animales domésticos y salvajes, así como también en humanos. Estos virus no se consideraban altamente patógenos para los humanos hasta que ocurrió el brote de SARS-CoV en la provincia de Guangdong, China. Los coronavirus que circulaban antes de este brote sólo causaban infecciones leves en personas inmunodeprimidas. Diez años después del SARS-CoV, otro coronavirus zoonótico altamente patógeno (MERS-CoV) surgió en los países del Medio Oriente. Este último se transmitió directamente de camellos a humanos, mientras que el SARS-CoV de civetas vendidas en mercados; ambos virus se cree que se originaron en murciélagos (Perlman, 2020).

En la actualidad existen más de 200 tipos virales serológicamente diferentes que causan IVTRS. La sintomatología de las IVTRS depende de la naturaleza del virus, pero en mayor medida está modulada por la edad, el estado fisiológico y la respuesta inmune del hospedero. De esta forma, dependiendo de estos factores, las IVTRS pueden pasar desapercibidas (asintomáticas) hasta causar la muerte. Los principales agentes causantes de IVTRS en humanos son los rinovirus (30 – 50 % de casos), seguido por los coronavirus (10 – 15 %), los virus de la influenza (5 – 10 %) y otros virus de menor incidencia como los adenovirus, el virus sincitial respiratorio humano, entre otros (Eccles, 2005).

La gran diversidad viral dificulta la detección causante de IVTRS y el desarrollo de métodos de diagnóstico al momento de un nuevo brote. Por ejemplo, el brote de SARS-CoV apareció en no-

viembre de 2002 pero no fue hasta abril de 2003 que se identificó el genoma del virus gracias a una colaboración internacional de 13 laboratorios pertenecientes a 10 países (Cui, Li y Shi, 2019). Una vez determinado el genoma del virus se utiliza la reacción en cadena de la polimerasa con transcriptasa inversa en tiempo real (real time RT-PCR, del inglés *reverse transcription polymerase chain reaction*) para amplificar una región específica del virus e identificarlo a nivel molecular.

La identificación molecular del virus y el estudio de su biología y epidemiología es de gran importancia para la contención de un brote epidémico, desarrollo de medicamentos y políticas de salud pública encaminadas a evitar la diseminación de este tipo de virus. Por lo tanto, en este artículo de opinión se detallarán las principales investigaciones realizadas sobre el SARS-CoV-2 a nivel internacional, se discutirá sobre la importancia de la Academia en la toma de decisiones sanitarias y se podrá en perspectiva el papel de la investigación fundamental para la contención de un posible brote en Ecuador.

2 SARS-CoV-2: identificación, epidemiología y tratamiento

El SARS-CoV-2 es el agente causal de la nueva epidemia denominada COVID-19 (*coronavirus disease 2019*) que se originó en Wuhan, China. Los primeros casos fueron reportados a finales de diciembre de 2019 por las autoridades chinas a la Organización Mundial de la Salud (OMS). La investigación para determinar el agente causal del COVID-19 fue tan exhaustiva que, para el 7 de enero de 2020, científicos del Centro Clínico de Salud Pública de Shanghai, asociado a la Universidad de Fudan, identificaron el patógeno responsable del COVID-19 y lo caracterizaron genómicamente (Liu, Bing y Za Zhi, 2020).

La secuencia genética del SARS-CoV-2, compartida al público mediante la iniciativa GISAID (*Global Initiative on Sharing All Influenza Data*), permitió el desarrollo rápido de pruebas de diagnóstico mediante la técnica de *real time RT-PCR* a nivel mundial. De esta forma, para el 17 de enero de 2020, científicos de la Universidad Charité de Berlín compartieron el protocolo de detección a la OMS y pusieron a disposición mundial los controles po-

sitivos mediante el EVAg (*European Virus Archive global*). Posteriormente, científicos de Hong Kong, Japón, China, Tailandia y Estados Unidos, asociados a universidades e institutos públicos compararon sus protocolos de detección a la OMS entre el 23 y 28 de enero de 2020 (Corman y col., 2020a). Actualmente, 133 secuencias parciales o completas del virus están ya disponibles en el GenBank. (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/>).

A nivel clínico epidemiológico, el mayor estudio publicado hasta la fecha, realizado por el China CDC (Chinese Center for Disease Control and Prevention), analizó 72 314 registros de pacientes: 44,672 (61,8%) casos confirmados, 16 186 (22,4%) casos sospechosos, 10 567 (14,6%) casos diagnosticados clínicamente y 889 casos asintomáticos (1,2%). Entre los casos confirmados, 1 023 murieron dando como resultado una tasa de mortalidad de 2,3%. A pesar de que la tasa de mortalidad es baja, esta aumenta a 8% en individuos de 70-79 años y a 14% en pacientes mayores a 80 años; estos pacientes también presentaron condiciones preexistentes, tales como hipertensión, enfermedades cardiovasculares y diabetes. Además, este estudio determinó que el 80,9% de las infecciones se clasifican como leves, el 13,8% como graves y solamente el 4,7% como críticas. Con respecto a los brotes anteriores, el SARS-CoV infectó a 8 096 individuos en 29 países, causando la muerte a 774 personas (tasa de mortalidad: 9,6%), mientras que el MERS-CoV infectó a 2 494 personas en 27 países, causando 858 víctimas (tasa de mortalidad: 34,4%) (Huang y col., 2020; Liu, Bing y Za Zhi, 2020).

Actualmente varios institutos y centros de investigación, junto a empresas biotecnológicas, se encuentran desarrollando posibles vacunas contra el SARS-CoV-2. La investigación en este campo también avanzó a pasos agigantados. A tan solo semanas después de la publicación del genoma del SARS-CoV-2, científicos asociados al Instituto Nacional de Alergias y Enfermedades Infecciosas (E.E.U.U.) y a la Universidad de Texas lograron resolver la estructura de la glicoproteína S de este virus. Esta proteína está implicada en la entrada del virus a las células hospedadoras y su estructura es clave para el desarrollo de vacunas, anticuerpos terapéuticos y métodos de diagnóstico (Wrapp y col., 2020).

Otra estrategia para combatir el virus es utilizar antivirales desarrollados para tratar otras infecciones. En este sentido, el hospital Jinyintan de Wuhan está llevando a cabo un ensayo controlado aleatorizado para tratar pacientes diagnosticados con COVID-19. Este ensayo tiene como objetivo probar la eficacia de una combinación de lopinavir y ritonavir, medicamentos ya usados para tratar el VIH (Huang y col., 2020). Estos compuestos inhiben la proteasa, una enzima utilizada tanto por el VIH como por los coronavirus para el procesamiento de nuevas partículas virales. Previamente, en 2004, un estudio demostró que dicha combinación puede tener un efecto clínico positivo en pacientes infectados con una cepa similar al SARS-CoV-2. Sin embargo, el estudio no aleatorizó a los pacientes para recibir la combinación o un placebo, lo cual es prioritario para un ensayo controlado. Además, otros dos ensayos están en curso para probar la eficacia del remdesivir en 760 personas con COVID-19 en China. Este compuesto mostró una gran eficacia contra varios coronavirus in vitro e in vivo, incluyendo el SARS-CoV y el MERS-CoV (Cohen, 2020). Actualmente, China tiene más de 80 ensayos clínicos en ejecución o pendientes sobre posibles tratamientos para el COVID-19 (Maxmen, 2020).

3 Situación en Ecuador

Hasta la fecha (30-mar-2020) se han reportado 1962 casos positivos de SARS-CoV-2 y 62 muertes en Ecuador. Durante los primeros días de la epidemia, el 26 de enero de 2020, el Ministerio de Salud Pública del Ecuador (MSP) anunció la presencia de un caso sospechoso de COVID-19. Se trataba de un ciudadano chino de 49 años de edad que presentaba la sintomatología asociada a esta enfermedad: temperatura elevada (39°C), tos con flema verdosa, dolor torácico y signos de insuficiencia renal y respiratoria grave (Figura 1) (MSP, Ministerio de Salud Pública del Ecuador, 2020).

Para diagnosticar el caso, el MSP envió las muestras para su análisis a los Centros para el Control y la Prevención de Enfermedades (CDC, del inglés *Centers for Disease Control and Prevention*) ubicado en Atlanta (E.E.U.U.). Según comunicados oficiales emitidos el 29 de enero y el 1 de febrero de 2020, Ecuador todavía no recibía los resultados del CDC; sin embargo, no fue hasta el 4 de febrero que el MSP

descartó la presencia de SARS-CoV-2 en base a los resultados presentados por el CDC. Finalmente, el ciudadano chino en cuestión falleció el 7 de febrero presentando un cuadro de hepatitis B y neumonía (Figura 1) (MSP, Ministerio de Salud Pública del Ecuador, 2020). Durante la espera de los resultados por parte del CDC, el MSP también anunció que el Instituto Nacional de Investigación en Salud Pública (INSPI) cuenta con los reactivos necesarios para la identificación de futuros casos sospechosos (Figura 1). Este instituto cuenta con el Centro de Referencia Nacional de Influenza y otros Virus Respiratorios, una organización acreditada por la OMS para la realización de pruebas que permitan diagnosticar posibles casos de SARS-CoV-2 (MSP,

Ministerio de Salud Pública del Ecuador, 2020).

Semanas después, el 29 de febrero de 2020, el MSP reportó el primer caso de COVID-19 (Figura 1). Se trataba de una ciudadana ecuatoriana residente en España que ingresó al país el 14 de febrero por el aeropuerto José Joaquín de Olmedo. Posteriormente, de los 177 ciudadanos que estaban en el cerco epidemiológico respecto al primer caso, 1962 han dado positivo para SARS-CoV-2 (MSP, Ministerio de Salud Pública del Ecuador, 2020). Cabe recalcar que el diagnóstico se dio 5 días después del ingreso al hospital y 13 días después de su llegada al Ecuador (MSP, Ministerio de Salud Pública del Ecuador, 2020).

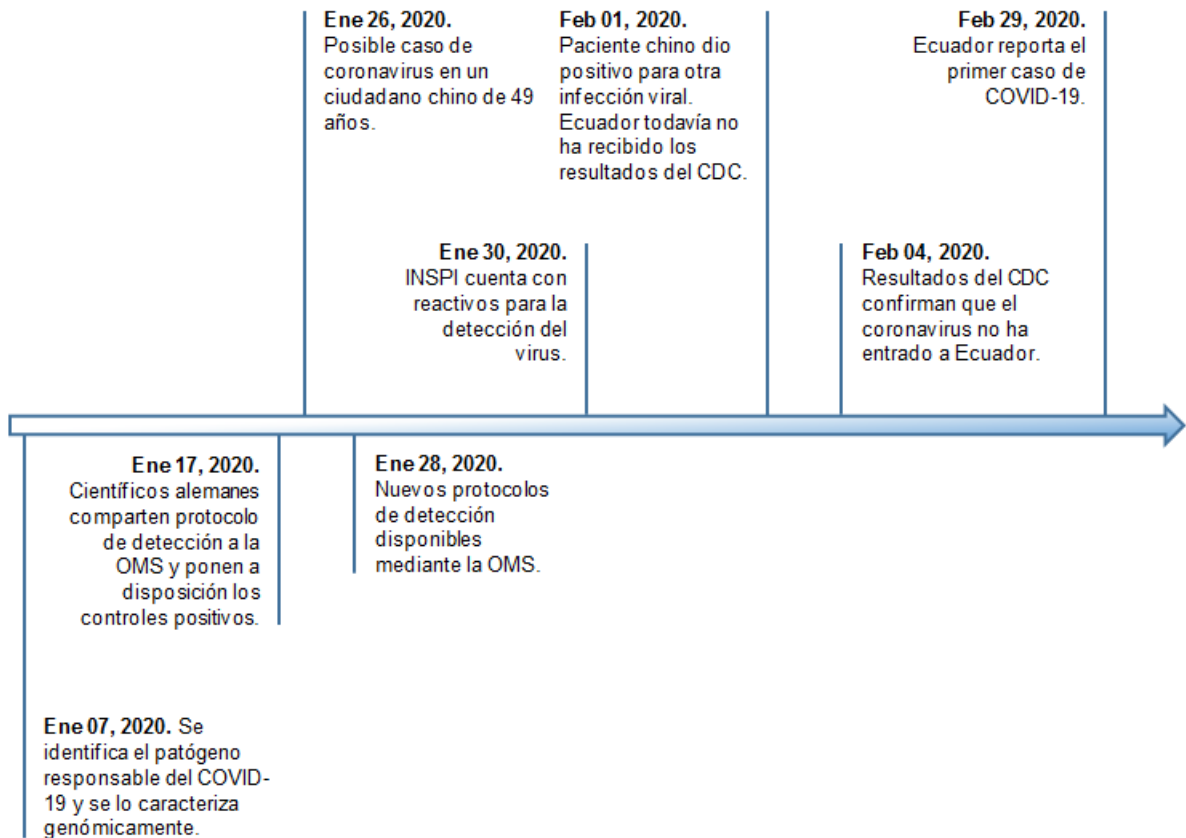


Figura 1. Principales eventos ocurridos en Ecuador y a nivel internacional sobre la detección del SARS-CoV-2 en los primeros días de la epidemia.

4 Perspectivas para el Ecuador

La investigación internacional realizada en torno a este nuevo brote fue tan eficaz que en tan solo meses se descubrió el agente causal del COVID-19, su biología —destacando su genoma y la estructura de la glicoproteína S— y su epidemiología. La investigación avanzó a tal punto que existen 80 ensayos clínicos en ejecución o pendientes sobre posibles tratamientos para esta enfermedad. Además, varios institutos y centros de investigación, en colaboración con la industria, se encuentran desarrollando posibles vacunas. Esto se ha logrado en gran medida por una estrecha colaboración entre grupos de investigación universitarios, centros de investigación públicos y empresas biotecnológicas.

En Ecuador es indispensable que la Academia, por medio de sus instituciones acreditadas, e.g. Academia de Ciencias del Ecuador (AEC) o grupos de investigación consolidados, colabore estrechamente con el Estado para generar investigación fundamental y aplicada en temas de importancia nacional. De esta forma, Ecuador podría generar una respuesta más eficaz para la contención de la pandemia. Esto está respaldado por las recomendaciones de la OMS con respecto a la formación de Centros de Operaciones de Emergencia (COE) para la toma de decisiones sanitarias. Los COE, conformados por varias entidades incluyendo la Academia, gestionan la respuesta a una gran variedad de peligros, tales como desastres naturales, derrames químicos, brotes epidémicos, etc (Balajee y col., 2017).

Contrariamente al resto de países, Ecuador no ha publicado ningún reporte científico sobre los casos positivos de SARS-CoV-2 que circulan en el país. Para generar una respuesta sanitaria eficaz, es indispensable que el MSP publique los casos clínicos de COVID-19 en revistas especializadas. Los reportes de casos clínicos presentan la evidencia más baja dentro de la escala de la investigación científica y se consideran como la primera fuente de información a nivel médico (Pineda-Leguizamo, Miranda-Novales y Villasis-Keever, 2018). En base a dichos reportes, los médicos de atención primaria podrán evaluar de mejor manera futuros casos sospechosos en Ecuador. Asimismo, la identificación genética de las cepas de SARS-CoV-2 presentes en Ecuador ayudará a implementar de manera más

eficaz los protocolos de contención, debido a que el virus evolucionó hacia dos tipos: L y S, denominadas en base a sus variantes genéticas. El tipo L es más agresiva y se transmite más rápido que la S (Tang y col., 2020). En Ecuador se desconoce todavía qué cepa infectó a los pacientes diagnosticados con COVID-19. A nivel internacional, este tipo de investigaciones se han realizado gracias a una estrecha colaboración entre la Academia y el Estado.

Por otro lado, Ecuador alberga un sorprendente número de especies endémicas que habitan en una gran variedad de ecosistemas. Con respecto a los murciélagos, principal reservorio de los coronavirus, el museo de Zoología de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador ha registrado 176 especies de murciélagos en el país (Brito y col., 2019). Un estudio publicado en 2013, liderado por Christian Drosten, quien publicó el protocolo alemán de detección de SARS-CoV-2 (Corman y col., 2020b), encontró una gran diversidad de coronavirus en murciélagos neotropicales muestreados en Costa Rica, Panamá, Ecuador y Brasil. Sin embargo, de 1.868 muestras colectadas, solamente 62 (26 especies representadas) fueron obtenidas en Ecuador y ninguna muestra resultó positiva para coronavirus (Corman y col., 2013). Esto pone en evidencia la necesidad de estudiar la diversidad de coronavirus en Ecuador para determinar las zonas geográficas que puedan tener un alto riesgo de brotes zoonóticos. En efecto, la forma más efectiva de prevenir estos brotes es identificar dichas zonas y mantener las barreras entre los reservorios naturales y la civilización.

Para realizar este tipo de investigaciones, Ecuador necesita una diversificación de grupos de investigación que desarrollen líneas de estudio específicas, tales como los coronavirus u otro tipo de virus zoonóticos. Sin embargo, según datos del Banco Mundial <https://www.bancomundial.org/>, Ecuador destina tan sólo 0,44% del Producto Interno Bruto (PIB) en investigación. Otros países de América Latina, tales como Argentina y Brasil destinan 0,53% y 1,2%, respectivamente. La diferencia es abismal con países más desarrollados: China, 2,11% y EE.UU., 2,7%. Con un financiamiento adecuado y enfocado a las prioridades de investigación del país, Ecuador no solamente podrá afrontar cualquier brote zoonótico sino también ser partícipe de la investigación internacional.

Referencias

- Balajee, S. y col. (2017). «Sustainable Model for Public Health Emergency Operations Centers for Global Settings». En: *Emerging Infectious Diseases* 23.13, Online: <https://bit.ly/2WRMOII>.
- Brito, J. y col. (2019). *Mamíferos del Ecuador. Versión 2019.0*.
- Cohen, J. (2020). *Can an anti-HIV combination or other existing drugs outwit the new coronavirus?*
- Corman, V. y col. (2013). «Highly diversified coronaviruses in neotropical bats». En: *The Journal of general virology* 94, 1984–1994. Online: <https://bit.ly/2G4dU2X>.
- Corman, V. y col. (2020a). «Detection of 2019 novel coronavirus (2019-nCoV) by real-time RT-PCR». En: *Euro surveillance : bulletin Europeen sur les maladies transmissibles = European communicable disease bulletin* 25.3, 2000045. Online: <https://bit.ly/39gJH9z>.
- Corman, V. y col. (2020b). *Diagnostic detection of 2019-nCoV by real-time RT-PCR*. Rep. de inv. 2. Berlin, Germany: Charité Virology.
- Cui, J., F. Li y Z. L. Shi (2019). «Origin and evolution of pathogenic coronaviruses». En: *Nature Reviews Microbiology. Nature Publishing Group* 17.3, 181-192. Online: <https://bit.ly/3aniJOW>.
- Eccles, R. (2005). «Understanding the symptoms of the common cold and influenza». En: *Lancet Infectious Diseases* 5.11, 718-25. Online: <https://bit.ly/2Uiilf8>.
- Huang, C. y col. (2020). «Clinical features of patients infected with 2019 novel coronavirus in Wuhan, China». En: *The Lancet* 395.10223, 497–506. Online: <https://bit.ly/2y8T0eV>.
- Liu, Zhonghua, Xing Bing y Xue Za Zhi (2020). «The epidemiological characteristics of an outbreak of 2019 novel coronavirus diseases (COVID-19) in China». En: *Lancet* 41.2, 145-151. Online: <https://doi.org/10.3760/cma.j.issn.0254\bibrangedash6450.2020.02.003>.
- MSP, Ministerio de Salud Pública del Ecuador (2020). «Comunicados oficales del Ministerio de Salud Pública del Ecuador». En: ed. por <https://www.salud.gob.ec/category/comunicamos/>.
- Maxmen, A. (2020). «More than 80 clinical trials launch to test coronavirus treatments». En: *Nature* 578.7795, 347-348. Online: <https://bit.ly/3braEsM>.
- Perlman, S. (2020). «Editorial: Another Decade, Another Coronavirus». En: *New England Journal of Medicine*, 1-2: Online: <https://doi.org/10.1056/nejme2001126>.
- Pineda-Leguizamo, R., G. Miranda-Novales y M. Á. Villasis-Keever (2018). «La importancia de los reportes de casos clínicos en la investigación». En: *Revista Alergia México* 65.1, 92. Online: <https://doi.org/10.29262/ram.v65i1.348>.
- Tang, Xiaolu y col. (mar. de 2020). «On the origin and continuing evolution of SARS-CoV-2». En: *National Science Review*.
- Wrapp, D. y col. (2020). «Cryo-EM structure of the 2019-nCoV spike in the prefusion conformation». En: *Science* 367.6483, 1260-1263. Online: <https://bit.ly/2Ju8f4N>.