

ÍNDICE

Editorial	6
Artículos Científicos	
NÚMERO ESPECIAL: LA COMPRENSIÓN DE LA VACA LECHERA PARA UNA PRODUCCIÓN SOSTENIBLE	
Protocolo J-Synch con y sin ECG en Vacas Brown Swiss y sus cruzas con Bos Indicus en la Amazonía Ecuatoriana	8
Darwin Omar Yáñez-Avalos, Ivana Barbona, Juan Carlos López-Parra y Pablo Roberto Marini	
Presencia de metales pesados en leche cruda bovina de Machachi, Ecuador	21
Francisco de la Cueva, Alexandra Naranjo, Byron Puga Torres y Eduardo Aragón	
Calidad de la leche cruda y sistema de pago por calidad en el Ecuador	31
Rocio Contero, Narcisa Requielme, Charles Cachipundo y Daniel Acurio	
Patologías posparto y origen de vacas infértiles en ganado lechero en el altiplano mexicano	44
Miguel Lammoglia-Villagómez, Javier Huerta-Peña y Pablo Marini	
CIENCIA DE SUELOS	
Alofán, una nanopartícula natural presente en andisoles del Ecuador, propiedades y aplicaciones	53
Jorge Silva-Yumi, Roberto Cazorla-Martínez, Carlos Medina-Serrano y Gabriela Chango Lescano	
Volumen de humedecimiento por la aplicación de hidrogel en suelos de diferentes texturas	67
Rubén Darío Rivera-Fernández, Carlos Mora-Mueckay, Juan Ramón Moreira-Salto y Dídimo Alexander Mendoza-Intriago	
AGRICULTURA Y CAMBIO CLIMÁTICO	
Ecoeficiencia de los modelos de producción agrícola de maíz duro y su influencia al Cambio Climático en Shushufindi, Ecuador	76
Ingrid Estefanía Pinzón Colmenares y Lenin Javier Ramírez Cando	
HIDRÁULICA	
Efecto del refinamiento de la descripción de la rugosidad en una aproximación 2D para un río de montaña: un caso de estudio	92
Juan Sebastián Cedillo Galarza, Luis Manuel Timbe Castro, Esteban Patricio Samaniego Alvarado, y Andrés Omar Alvarado Martínez	
ACUACULTURA SOSTENIBLE	
Evaluación del riesgo ambiental por los insecticidas Fipronil e Imidacloprid en el camarón de río (<i>Cryphiops caementarius</i>)	104
Fiorella Alexandra Cáceres-Del Carpio y José Iannacone	
AGROTECNIA SUSTENTABLE	
Diseño autónomo del sistema solar térmico para la deshidratación indirecta de aguaymanto (<i>Physalis Peruviana L.</i>), Junín	115
Bécquer Camayo, Miguel Quispe, David Condezo, Juan Raúl Massipe, Jose Galarza y Enrique Mucha	
Normas para autores	125

Estimado lector:

Esta edición especial de La Granja titulada “La comprensión de la vaca lechera para una producción sustentable”, busca de generar conciencia y reflexión sobre los límites en la producción primaria de leche, y para que ello ocurra primero debemos entender, atender y respetar a quiénes nos proveen de ese producto tan deseado de “la vaca lechera”.

En general el hombre resuelve sus problemas según sus necesidades y a corto plazo, sin valorar esa mirada integradora que permitiría una interpretación continua haciendo énfasis en la sustentabilidad de los sistemas desde lo económico-productivo, lo ambiental y lo social.

En ese sentido el Dr. Darwin Yáñez-Avalos junto con investigadores pertenecientes a la Universidad de Córdoba, y la Universidad de Rosario en Argentina y al Ministerio de Agricultura y Ganadería del Ecuador, muestran resultados de protocolos de inseminación artificial a tiempo fijo adaptados a la realidad extrema de la Amazonía Ecuatoriana. Dando indicios de alternativas de mejorar en la concepción y eficiencia reproductiva.

En la misma línea, pero trabajando sobre otro período de la vaca, en el posparto inmediato, el Dr. Javier Huerta-Peña, Dr. Miguel Lammoglia-Villagómez y el Dr. Pablo Marini, exponen que el origen de la infertilidad en vacas lecheras estabuladas en el altiplano mexicano está asociada a las patologías posparto, que en los últimos años se ha incrementado. Recomendado maximizar el cuidado de las vacas en este periodo para reducir la presencia de patologías y evitar el aumento de los problemas en las vacas.

Los Dres. Francisco de la Cueva, Alexandra Naranjo, Byron Puga Torres y Eduardo Aragón de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zoología de la Universidad Central de Ecuador, logran evidenciar la necesidad de un control de la vehiculización de los metales pesados, a través de la leche en siste-

mas productivos cercanos a las ciudades. Logrando determinar la presencia de estos, para lo cual proponen un monitoreo continuo en la leche para consumo, y sobre todo para identificar las causas de la contaminación.

Para finalizar este segundo número especial, siguiendo con la calidad del producto, la Dra. Rocío Contero-Callay y su equipo del Laboratorio de Calidad de Leche de la Universidad Politécnica Salesiana analizan si se cumplen los parámetros establecidos en el reglamento de pago por calidad de leche cruda bovina vigente en Ecuador. Observando que los mismos sí se cumplen, remarcando la necesidad de concentrar esfuerzos en la sanidad y las buenas prácticas de ordeño.

Asimismo, en la sección de misceláneos de la revista, se presentan seis artículos en temáticas diversas, empezando por la ciencia de suelos, en la Escuela Superior Politécnica del Chimborazo y el Ministerio de Agricultura y Ganadería, Jorge Silva y su equipo, nos presentan una reseña bibliográfica del potencial ambiental, médico, farmacológico e industrial de las nanopartículas de andisoles encontrados en Ecuador. Mientras que los investigadores de la Universidad Técnica y la Universidad Laica Eloy Alfaro de Manabí, liderados por Rubén Darío Fernández, nos muestran los efectos de la utilización del hidrogel y el volumen de humedecimiento en diferentes tipos de suelos.

En el tema de agricultura y Cambio Climático, Ingrid Betancourt y Lenin Ramírez, desde la Universidad Andina y Yachan Tech. Respectivamente, evalúan la eficiencia de la producción de maíz duro bajo diferentes modelos, analizando su efecto sobre el clima y sus cambios. Mientras que Sebastián Cedillo y su grupo de investigadores de la Universidad de Cuenca realizan un modelo descriptivo de la rugosidad en dos dimensiones aplicado al caso de estudio de ríos de Montaña.

Finalmente, para continuar con el tema de la sostenibilidad, Fiorella Cáceres y José Iannacone, desde la Universidad Científica del Sur y la Universidad Nacional Federico Villarreal del Perú, nos muestran los efectos ambientales del uso de insecticidas en el cultivo del camarón de río. Mientras que Bécquer Camayo y su equipo de la Universidad Nacional del Centro de Perú y Alma Red Global de España, nos muestran estrategias más ecológica

para secadores solares de Aguamayto.

Es evidente que las investigaciones en la región, representadas por este número 33 de La Revista de Ciencias de la Vida, La Granja, apuntan a una forma de consumo y producción más sustentable, que no sólo busca el respeto con el ambiente, sino también su cuidado y entendimiento.

Cordialmente,

Dr. Pablo Marini
Universidad de Rosario
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



PROTOCOLO J-SYNCH CON Y SIN ECG EN VACAS BROWN SWISS Y SUS CRUZAS CON BOS INDICUS EN LA AMAZONÍA ECUATORIANA

PROTOCOLS J-SYNCH WITH AND WITHOUT ECG IN BROWN SWISS AND CROSSES WITH BOS INDICUS COWS IN THE ECUADORIAN AMAZONS

Darwin Omar Yáñez-Avalos^{1,2,3} , Ivana Barbona^{2,4} , Juan Carlos
López-Parra^{2,5}  y Pablo Roberto Marini^{*2,6,7} 

¹ Maestría en Reproducción Bovina. Instituto de Reproducción Animal y Universidad Nacional de Córdoba, Av. Haya de la Torre s/n, Córdoba, Argentina.

² Facultad de Ciencias Veterinarias. Centro Latinoamericano de Estudios de Problemáticas Lecheras, Universidad Nacional de Rosario, Ruta 33 y Ovidio Lagos, 2170 Casilda, Santa Fe, Argentina.

³ Ministerio de Agricultura y Ganadería, Av. Amazonas, Quito, 170517, Ecuador.

⁴ Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Rosario, Ruta 33 y Ovidio Lagos, 2170 Casilda, Santa Fe, Argentina.

⁵ Centro Nacional de Mejoramiento Genético y Productivo "El Rosario", Subsecretaría de desarrollo Pecuario, Ministerio de Agricultura y Ganadería, Ecuador.

⁶ Facultad de Ciencias Veterinarias. Universidad Nacional de Rosario, Ruta 33 y Ovidio Lagos, 2170 Casilda, Santa Fe, Argentina.

⁷ Carrera de Investigador Científico (CIC). Universidad Nacional de Rosario, CGK, Maipú 1065, S2000, Rosario, Santa Fe, Argentina.

*Autor para correspondencia: pmarini@unr.edu.ar

Manuscrito recibido el 04 de abril de 2020. Aceptado, tras revisión, el 13 de septiembre de 2020. Publicado el 1 de marzo de 2021.

Resumen

La incorporación de protocolos con proestro prolongado en condiciones extremas ha permitido mejorar la concepción. Por lo tanto, el objetivo de esta investigación fue evaluar los resultados del protocolo con proestro prolongado denominado J-Synch con y sin eCG, sobre la dinámica folicular y porcentaje de preñez en vacas doble propósito en la Amazonía Ecuatoriana. El trabajo se efectuó en la provincia de Pastaza - Ecuador, desde octubre del 2018 a octubre del 2019. Se utilizaron 448 vacas multíparas en producción con cría al pie de las razas Brown Swiss y sus cruizas (*Bos indicus*). Se trabajó con cuatro tratamientos, las vacas fueron inseminadas artificialmente a tiempo fijo en el día nueve T1: J-Synch + eCG +Celo IATF 60 horas (n=120); T2: J-Synch+eCG +Sin Celo+ GnRH IATF 72 horas (n=118); T3: J-Synch+ Celo IATF 60 horas (n=103); T4: J-Synch+ Sin Celo+ GnRH +IATF 72 Horas (n=107). La tasa de preñez fue del 55 % (T1), el 49 % (T2), el 51 % (T3) y el 50 % (T4) sin mostrar diferencias significativas. El desarrollo folicular y

el diámetro del cuerpo lúteo mostraron diferencias significativas ($p \leq 0,05$). Se concluye que los tratamientos J-Synch más eCG a las 60 horas y las 72 horas tuvieron diferente comportamiento en el desarrollo folicular y en el tamaño del cuerpo lúteo. El porcentaje de preñez no difirió entre los tratamientos, aunque existió un 44,5% más probabilidad de quedar preñada una vaca con el T1 en comparación con el T2. Además, que aumentaría un 22,5% la preñez aplicando el T1 en comparación con el T3, y se lograría un 18% mayor de preñez con el T3 si se compara con el T2.

Palabras clave: Dinámica folicular, preñez, progesterona, inseminación artificial a tiempo fijo.

Abstract

The incorporation of protocols with prolonged proestrus in extreme conditions has allowed to improve pregnancy. The objective was to evaluate the results of the protocol with prolonged proestrus called J-Synch with and without eCG, on follicular dynamics and pregnancy percentage in dual-purpose cows in the Ecuadorian Amazon. The project was developed in the Province of Pastaza - Ecuador, from October 2018 to October 2019. The study used 448 multiparous dual purpose Brown Swiss cows with calves and their crosses (*Bos indicus*). Four treatments were used, the cows were artificially inseminated at a fixed time on day nine T1: J-Synch+ eCG+ estrus FTAI 60 hours (n=120); T2: J-Synch+ eCG+ without estrus+ GnRH FTAI 72 hours (n=118); T3: J-Synch+ estrus FTAI 60 hours (n=103); T4: J-Synch+ without estrus + GnRH + FTAI 72 hours (n=107). The pregnancy rate was 55% (T1), 49% (T2), 51% (T3) and 50% (T4) without showing significant differences. Follicular development and corpus luteum diameter showed significant differences ($p \leq 0.05$). It is concluded that the J-Synch treatments plus eCG at 60 hours and 72 hours had different behavior in follicular development and in the size of the corpus luteum. The pregnancy percentage did not differ between treatments. Although, there was a 44.5% more probability of getting a cow pregnant with T1 compared to T2. Furthermore, pregnancy would increase by 22.5% applying T1 compared to T3, and pregnancy with T3 would be 18% higher if compared to T2.

Keywords: Follicular dynamics, pregnancy, progesterone, fixed time artificial insemination.

Forma sugerida de citar: Yáñez-Avalos, D.O., Barbona, I., López-Parra, J.C. y Marini, P.R. (2021). Protocolo J-Synch con y sin eCG en vacas Brown Swiss y sus cruzas con Bos Indicus en la amazonía ecuatoriana. La Granja: Revista de Ciencias de la Vida. Vol. 33(1):8-20. <http://doi.org/10.17163/lgr.n33.2021.01>.

IDs Orcid:

Darwin Omar Yáñez-Avalos: <http://orcid.org/0000-0001-9306-3489>

Ivana Barbona: <http://orcid.org/0000-0003-2618-9983>

Juan Carlos López-Parra: <http://orcid.org/0000-0002-0015-0813>

Pablo Roberto Marini: <http://orcid.org/0000-0003-0826-0387>

1 Introducción

Los sistemas de producción con vacas Brown Swiss y sus cruza con *Bos indicus* son comunes en la región tropical húmeda, con una producción leche promedio diaria por vaca de 3 a 9 litros, la duración de la lactación de 120 a 180 días y un intervalo parto-parto de 18 a 24 meses (Rodríguez, Saavedra y Gómez, 2015).

Estos parámetros reproductivos son generados por múltiples factores, entre ellos ambientales (temperaturas elevadas y humedad), fisiológicos y de manejo zootécnico. En la región Amazónica los productores tienen la necesidad de mejorar los resultados reproductivos en las vacas para carne y leche (Moyano y col., 2015).

El protocolo denominado J-Synch ha sufrido un sin número de variaciones, sin alterar su forma inicial como: una dosis intramuscular de Benzoato de Estradiol y la colocación de progesterona a través de un dispositivo intravaginal para lograr sincronizar el comienzo de una nueva onda folicular con menor tiempo de inserción del dispositivo con progesterona de 6 días y ya no de 7 u 8 días, aplicando una GnRH como iniciador de la ovulación, a las 72 horas después se remueve el dispositivo junto con la IATF, asegurando un proestro más duradero (De la Mata y Bó, 2012).

Yáñez y col. (2017), mostraron los resultados de preñez de dos protocolos de IATF, inseminando a vacas doble propósito de la Amazonía Ecuatoriana, a las 60 y 72 horas de que se removió el dispositivo intravaginal impregnado con progesterona, donde el protocolo J-Synch más eCG 60 horas tuvo el mejor índice de preñez comparado con el protocolo J-Synch más eCG 72 horas. Cedeño y col. (2019) compararon la dinámica folicular y luteal de un tratamiento alternativo de prolongación de proestro J-Synch de 7 días de progesterona en vaquillonas *Bos indicus* de carne que recibieron inseminación artificial a tiempo fijo, en la Provincia de Manabí-San Vicente, concluyendo que la extensión de un día más de progesterona en el tratamiento J-Synch de 7 días no altera las características del folículo dominante ovulatorio y el momento de ovulación con relación al protocolo J-Synch de 6 días, aunque en ambos protocolos de proestro prolongado, el intervalo a la ovulación es mayor que en los animales

tratados con el protocolo convencional con Cipionato de Estradiol como inductor de la ovulación. Castellanos, Rentería y Maraña (2019) experimentaron en Etzatlán, Jalisco, México, con 211 vacas (90 vacas Brahman y 121 vacas F1 Brahman × Pardo Suizo) sin cría al pie con más de 180 días posparto, con un estado corporal de 3 a 4. El Día 6, 105 vacas fueron asignadas al azar al Grupo J-Synch y las vacas restantes (106), fueron asignadas al Grupo Tradicional, los dos grupos con eCG. No hubo diferencias significativas ($p \geq 0.05$) en el porcentaje de preñez entre los grupos. Además, no mostró diferencias significativas ($p \geq 0.05$) en el porcentaje de preñez de la raza o el toro utilizado.

Con base en los hallazgos de la aplicación de J-Synch, (Bó y col., 2018) propusieron que las vaquillonas que manifiestan celo antes, podrían ser inseminadas antes sin afectar el porcentaje de preñez, pero sería necesario determinar el tiempo óptimo para realizar la IATF en aquellas que no muestran celo. Se realizó un trabajo en donde 1.283 vaquillonas cruzadas Angus y Hereford fueron tratadas con el protocolo J-Synch y las vaquillonas se pintaron en la base de la cola cuando se retiró el dispositivo de progesterona. Las vaquillonas recibieron GnRH / IATF a las 60 o 72 h, independientemente de la eliminación de pintura. La preñez fue mayor en aquellos que mostraron estro antes de la IATF que en aquellos que no lo hicieron, independientemente del tiempo de inseminación (53.6%, 542/1012 vs. 45.0%, 122/271, respectivamente, $P \leq 0.05$).

La implicación práctica de este resultado es que cuando se sincronizan grandes rebaños, el dispositivo podría retirarse en la tarde del día 6 y la IATF comienza a las 60 h (día 9 a.m.) en todas las vaquillonas con pintura alterada; y aquellas con la pintura intacta podrían separarse para recibir GnRH en el momento de la inseminación artificial a tiempo fijo en la tarde del día 9 (es decir, alrededor o después de 72 horas).

La incorporación de protocolos con proestro prolongado ha permitido aumentar los índices de preñez en vacas anéstricas, con días abiertos elevados y con cría al pie en climas tropicales. Sin embargo, el protocolo J-Synch es necesario, aunque se siga validando en condiciones de la Amazonía Ecuatoriana. El objetivo fue evaluar los resultados del protocolo con proestro prolongado denominado J-

Synch con y sin eCG, en el comportamiento folicular y el porcentaje de preñez, en vacas Brown Swiss y sus cruizas con *Bos indicus* en la Amazonía Ecuatoriana.

T3: J-Synch + Celo – IA 60 horas (n=103)

T4: J-Synch+ Sin Celo + GnRH - IATF 72 Horas (n=107)

2 Materiales y Métodos

El trabajo se realizó en Pastaza, provincia de Ecuador, iniciando en octubre de 2018 y finalizando en octubre de 2019. En la Amazonía las precipitaciones son de 4000-5000 mm/año, elevada humedad y calor con temperaturas que oscilan entre los 18 y 24 °C. Los productores poseen fincas de 50 ha promedio en terrenos irregulares, utilizando como forrajes el *Axonopus scoparius* (Gramalote) (González-Marcillo y col., 1997).

Se contó con 448 vacas de las razas Brown Swiss y sus cruizas *Bos indicus*, alimentadas mediante un sistema de pastoreo al sogueo (Carrera Durazno, Fierro y Ordoñez, 2015), rango de 90 a 132 días de posparto, multíparas, edad de entre 34 y 65 meses, condición corporal de 2,5 a 3 (escala del 1 al 5, Ben y col. (2002)), un peso de entre 350 y 380 kg, y fueron seleccionadas por la presencia de un folículo > 8 mm de diámetro en sus ovarios por medio de ultrasonografía. Se utilizaron pajillas de semen de 0,50 ml de raza Brown Swiss previamente analizado en las IATF.

2.1 Tratamientos

Se utilizó el protocolo de sincronización de celos con proestro prolongado denominado J-Synch (De la Mata y Bó, 2012) el cual se modifica adicionando eCG y realizando la IATF a las 60 y 72 horas de retirado el dispositivo intravaginal. El total de vacas se dividió aleatoriamente en dos grupos: Grupo 1 con adición de eCG y Grupo 2 sin eCG. A su vez estos dos grupos se subdividieron en dos grupos más, uno que se realiza IATF a las 60 horas y otro la IATF a las 72 horas de haber retirado el dispositivo intravaginal. Esquemáticamente representado se lo representa así:

T1: J-Synch + eCG + Celo - IA 60 horas (n=120)

T2: J-Synch + eCG + Sin Celo + GnRH - IATF 72 horas (n=118)

La distribución de los tratamientos (T) fue completamente al azar, en cada uno se realizaron cuatro repeticiones (T1: 30, 30, 30 y 30 (120), T2: 29, 29, 30 y 30 (118), T3: 25, 26, 26 y 26 (103) T4: 26, 27, 27 y 27 (107) vacas con cada uno de los tratamientos).

Para el desarrollo de la investigación, en el día 0 a cada una las 306 vacas se realizó una primera evaluación reproductiva mediante ultrasonografía para analizar el estatus ovárico y que todos los animales cumplan con los parámetros propuestos para poder ser incluidas en la presente investigación; adicionalmente, se le colocó un dispositivo intravaginal con progesterona (DIB 0.5 gr) más la aplicación de 2 mg de BE por vía IM; al día 6 las vacas se dividen en grupos según los tratamientos así:

2.1.1 Tratamiento 1

Referencias: En el día 0 se realizó la primera evaluación ecográfica para analizar el estatus ovárico y se aplicó BE (2 mg de Benzoato de Estradiol) por vía IM junto con un dispositivo intravaginal DIB 0,5g. El día 6 se retiró el dispositivo con la administración de PGF_{2α} (500 µg de Cloprostenol) más la administración de eCG (400UI de Gonadotropina coriónica equina) y se dividió en dos grupos: T1 (120 vacas) y T2 (118 vacas), se realizó una medición con ultrasonografía del desarrollo folicular al inicio del proestro, y se aplicó un marcador de pintura en la base de la cola para observar la presencia de celo previo a la IATF (Inseminación artificial a tiempo fijo) (Figura 1).

Los animales que presentaron celo antes de las 60 horas fueron inseminados a las 60 horas (T1) y los que no, IATF a las 72 horas más la adición de GnRH (100 µg acetato de gonadorelina) (T2). Al día 9 o final del proestro se continuó con la medición ultrasonográfica para ver el comportamiento de los folículos. Seguido de esto, a partir de las 60 horas de retirado el dispositivo intravaginal, mediante ultrasonografía cada 12 horas, se determinó el momento de la ovulación en los dos tratamientos. Al día

7 post inseminación se midió por medio de ultrasonografía el tamaño de cuerpo lúteo y la calidad a través de una muestra sérica y se analizaron los niveles de progesterona (ng/ml). El diagnóstico de

gestación se realizó a los 35 a 40 días posteriores a las IATF mediante ultrasonografía (ecógrafo veterinario Ibex – pro con sonda lineal 5 MH en modo V).

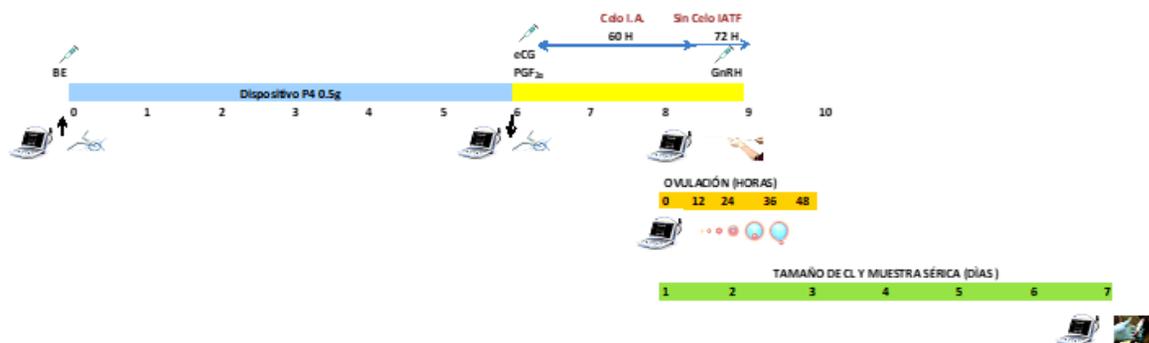


Figura 1. T1: J-Synch + eCG + Celo – I.A. 60 horas. Sin Celo I.A.T.F. 72 Horas + GnRH.

2.1.2 Tratamiento 2

Referencias: En el día 0 se realizó la primera evaluación ecográfica para analizar el estatus ovárico y se aplicó BE (2 mg de Benzoato de Estradiol) por vía IM junto con un dispositivo intravaginal DIB 0,5g. El día 6 se retiró el dispositivo con la administración de PGF_{2α} (500 μg de Cloprostenol) y se dividió en dos grupos: T3 (103 vacas) y T4 (107 vacas), se realizó una medición con ultrasonografía del desarrollo folicular al inicio del proestro, y se aplicó un marcador de pintura en la base de la cola para observar la presencia de celo previo a la IATF (Inseminación artificial a tiempo fijo). Los animales que presentaron celo antes de las 60 horas fueron inseminados a las 60 horas (T3) y los que no, IATF a las

72 horas más la adición de GnRH (100 μg acetato de gonadorelina) (T4). Al día 9 o final del proestro se continuó con la medición ultrasonográfica para ver el comportamiento de los folículos. Seguido de esto, a partir de las 60 horas de retirado el dispositivo intravaginal, mediante ultrasonografía cada 12 horas, se determinó el momento de la ovulación en los dos tratamientos. Al día 7 post inseminación se midió por medio de ultrasonografía el tamaño de cuerpo lúteo y la calidad a través de una muestra sérica y se analizaron los niveles de progesterona (ng/ml). El diagnóstico de gestación se realizó a los 35 a 40 días posteriores a las IATF mediante ultrasonografía (ecógrafo veterinario Ibex-Pro con sonda lineal 5 MH en modo V) (Figura 2).

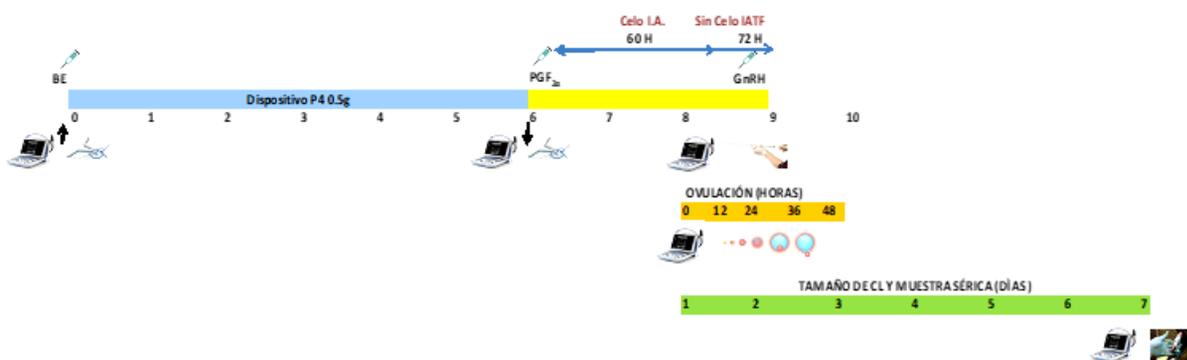


Figura 2. T2: J-Synch+ Celo – I.A. 60 horas. Sin Celo I.A.T.F. 72 Horas + GnRH

Para la IATF se utilizó semen congelado/descongelado utilizando la técnica descrita por Bernardi y col. (2011), de un solo toro y de fertilidad probada, aunque igualmente antes de utilizarlo se le realizó un análisis en el Laboratorio de Biotecnología del Centro de Investigación, Posgrado y Conservación Amazónica y fueron inseminadas por un mismo técnico. Se observaron los celos a través de dos comportamientos en la revisión: despintadas las bases de la cola y el moco vaginal (clara de huevo). Esta observación se realizó antes de iniciar la ecografía e IATF. Además, la detección del celo comenzó 24 horas después de retirado el dispositivo, dos veces en el día (mañana y tarde) los días 7, 8 y 9.

2.2 Dinámica folicular y luteal

El desarrollo folicular fue evaluado a través de ultrasonografía en el día seis cuando se retiró el dispositivo intravaginal de progesterona, también en el momento de realizar la IATF (60 y 72 horas de retirado el dispositivo intravaginal de progesterona), con el objetivo de realizar un seguimiento del comportamiento ovárico y al final del celo. Además, al día siete posterior a la inseminación a través de ecografía se tomaron las medidas del tamaño del cuerpo lúteo, utilizando lo recomendado por Kastelic, Bergfelt y Ginther (1990), sobre dos medidas (alto-ancho en mm) de cada estructura (cuerpo lúteo o folículo) para luego obtener el promedio entre ambas.

Para determinar el momento de la ovulación (desaparición del folículo de mayor diámetro) se continuó evaluando mediante ultrasonografía el desarrollo folicular, esto se realizó en un grupo menor de vacas T1 y T2 = 24; T3 y T4 = 18 debido a las dificultades para acceder o permanecer en diferentes horarios en los establecimientos utilizados. Para ello se realizó una ecografía 12 horas posterior de la IATF, luego a los animales que aún no habían registrado celo se realizó otra ultrasonografía a las 24 horas y a los animales que aún no habían ovulado hasta esta instancia se determinó subjetivamente que ovularon > 24 horas posteriores a la IATF lo que se reconfirmó con la presencia del CL a los 7 días pos IATF.

La gestación se determinó a través de ultrasonografía entre los días 40 a 45 días de realizada la

IATF (Ibex Pro 2011 and Lyte, USA, transductor L6.2 with a linear probe of 5.0 MHz)

2.3 Variables analizadas

- Detección de celos (presencia o ausencia).
- Desarrollo folicular (en mm).
- Momento de la ovulación (en horas).
- Tamaño de cuerpo lúteo post-ovulación (en mm).
- Preñez: presencia o ausencia
- Tiempo: día 6 y día 8.

2.4 Análisis estadístico

Para el ajuste se utilizó un modelo de Regresión Logística Múltiple para estudiar la preñez (presencia o ausencia) en función de los diferentes protocolos, días, desarrollo folicular en mm, y tamaño del cuerpo lúteo post-ovulación en mm. Este modelo permite tener en cuenta la naturaleza binaria de la variable respuesta. La interpretación del modelo se realizó mediante el análisis de las Razones de Odds estimada, junto con sus intervalos de confianza. Para los análisis estadísticos se utilizó el programa JMP versión 5.0 para Windows.

3 Resultados

3.1 Porcentaje de preñez

De las 448 vacas inseminadas, se preñaron 230 (51.3%) vacas y quedaron vacías 218 (48.6%) vacas. El porcentaje de preñez de los protocolos T1, T2, T3 y T4 no mostró diferencias significativas ($P \geq 0.7989$) (Tabla 1).

3.2 Expresión de celo

Existió un 51% (230/448) de presencia de celo del total de animales para ambos tratamientos (Tabla 2). El porcentaje de animales con presencia de celo en el tratamiento J-Synch con eCG (T1 y T2) fue 52.1% (124/238) y en el tratamiento J-Synch sin eCG (T3 y T4) fue 50% (106/210), sin diferencias significativas ($P \geq 0.05$). El porcentaje de preñez en el protocolo J-Synch con eCG + I.A. 60 horas en las vacas que presentaron celo fue del 55% (66/120) T1 y J-Synch sin

eCG + I.A. a las 60 horas (T3) fue del 54% (39/72), los cuales no mostraron diferencia significativa, al igual que las vacas sin presencia de celo + GnRH + IATF 72 horas que fueron 49% (58/118) T2 y 49% (67/138) T4, respectivamente ($P \geq 0.05$).

3.3 Dinámica folicular en diferentes momentos

El tamaño folicular cuando se retiró del dispositivo evidenció diferencias significativas ($p \leq 0.05$) con

mayor diámetro para T2 (9.7 ± 0.1 mm). De la misma manera, el tamaño del folículo al inicio de la inseminación artificial manifestó diferencias significativas ($P \leq 0.05$) con un mayor diámetro para T4 (13.2 ± 0.1 mm) y cuando finalizó el estro, el tamaño del folículo mostró diferencias significativas ($P \leq 0.05$) con un mayor diámetro para T3 (13.9 ± 0.2 mm).

Tabla 1. Porcentaje de preñez en vacas Brown Swiss y sus cruza sometidas a tratamientos J-Synch con y sin eCG, a las 60 y 72 horas de IATF.

Tratamientos	Nº animales	Animales preñados	% preñez
T1	120	(66/120)	55
T2	118	(58/118)	49
T3	103	(53/103)	51
T4	107	(53/107)	50
Total	448	(230/448)	51.3

Tabla 2. Manifestación del celo en vacas Brown Swiss y sus cruza sometidas al tratamiento J-Synch con eCG y sin eCG.

Tratamientos	Nº animales	Con celo	Sin celo
J-Synch con eCG	238	124 (52.1%)	114 (47.8%)
J-Synch sin eCG	210	106 (50.5%)	104 (49.5%)
TOTAL	448	230 (51.3%)	218 (48.6%)

Tabla 3. Dinámica folicular (mm) en los cuatro protocolos utilizados en vacas Brown Swiss y sus cruza. Promedios y errores estándar

Tratamiento / Momento	Tamaño del folículo en mm		
	Al retiro del dispositivo	A la inseminación artificial	Al finalizar el estro
T1	9.3 ± 0.1 ab	12.8 ± 0.1 a	13.0 ± 0.2 b
T2	9.7 ± 0.1 a	12.1 ± 0.1 b	12.8 ± 0.2 b
T3	9.3 ± 0.1 ab	12.2 ± 0.1 b	13.9 ± 0.2 a
T4	9.1 ± 0.1 b	13.2 ± 0.1 a	12.5 ± 0.8 ab

Nota: diferentes letras en cada columna indican diferencias significativas ($P \leq 0.05$).

3.4 Momento de la ovulación

La ovulación, desde la remoción del dispositivo, fue mayor ($F=18.2$; $P \leq 0.001$) para el tratamiento J-Synch con eCG (T1 y T2) (94.5 ± 0.9) horas, que para el grupo J-Synch sin eCG (88.0 ± 1.1) horas.

En la Figura 3 se observa la respuesta de la ovulación y tasa de preñez registrados en porcentaje, a las 84, 96 y 108 horas de realizada la IATF en vacas Brown Swiss y sus cruza con el tratamiento J-Synch

sin eCG. Mientras que en la Figura 4 se observa la respuesta de la ovulación y tasa de preñez registrados en porcentaje, a las 84, 96 y 108 horas de realiza-

da la IATF en vacas Brown Swiss y sus cruizas bajo el tratamiento J-Synch con eCG.

Tabla 4. Respuesta de la ovulación posterior a las 24 horas de la IATF en vacas Brown Swiss y sus cruizas según los tratamientos de J-Synch con y sin eCG.

Tratamientos	N° animales	Horas de ovulación	% de ovulación
J- Synch con eCG	24	94.5 ± 0.9	51.0
J-Synch sin eCG	18	88.0 ± 1.1	48.5
TOTAL	42	91.25 ± 1.0	50.0

Figura 3. Respuesta de ovulación y tasa de preñez con tratamiento J-Synch con eCG.

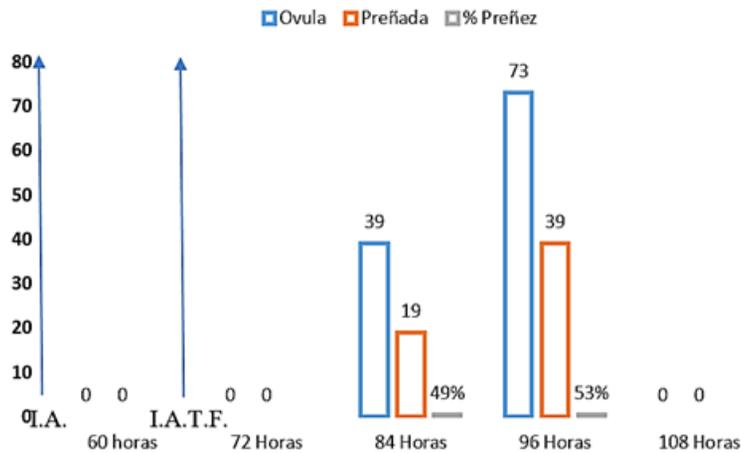
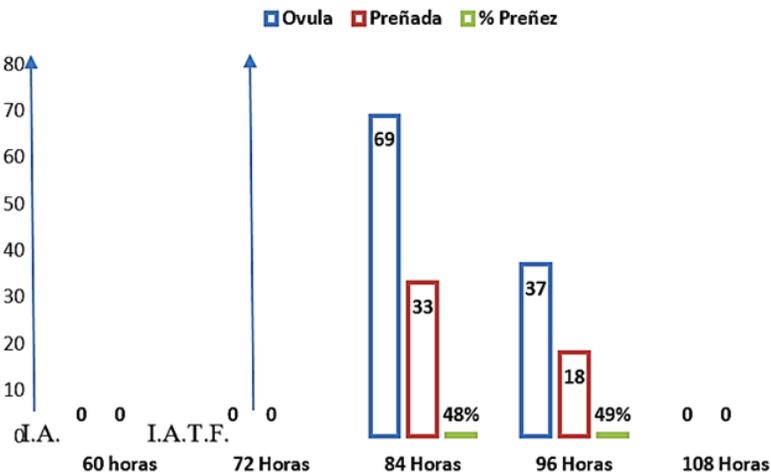


Figura 4. Respuesta de ovulación y tasa de preñez con tratamiento J-Synch sin eCG.



3.5 Tamaño del cuerpo lúteo

El cuerpo lúteo fue medido (su diámetro en mm) al día 7 post inseminación, difiriendo significativamente entre los tratamientos ($P \leq 0.05$) (T1: $21.6 \pm 0.2b$ mm; T2: $22.0 \pm 0.2b$ mm; T3: $22.1 \pm 0.2b$ mm y T4: $25.0 \pm 0.2a$ mm). En la Tabla 5 se puede observar que las variables colaboran significativamente al modelo, lo que significa que el porcentaje de preñez está significativamente afectado por el protocolo utilizado, el tamaño del folículo dominante y el tamaño del cuerpo lúteo.

Tabla 5. Interacción de las variables frente a la tasa de preñez.

Efecto	DF	χ^2 de Wald	Pr > χ^2
Protocolo	3	372.609	<.0001
Día	1	298.451	<.0001
TF mm	1	461.369	<.0001
TCL mm	1	739.256	<.0001

Todas las variables resultan estadísticamente significativas en el modelo ($P \leq 0.001$ en todos los casos). Existe un 44.5% más probabilidad de quedar preñada una vaca con el T1 (con eCG 60 hs) en comparación con el T2 (con eCG 72 hs). Aumentaría un 22.5% más la tasa de concepción aplicando el T1 (con eCG 60 hs) en comparación con el T3 (sin eCG 60hs). Sería un 18% mayor la preñez con el T3 (sin eCG 60hs) si se compara con el T2 (con eCG 72hs). En todos estos casos, los intervalos de confianza de la RO estimadas incluyen el valor 1. Es decir, que podrían ser casos en los que las chances de preñez en ambos grupos sean iguales, y la diferencia se deba al azar (dado que una $RO=1$ significa que la chance de quedar preñada es la misma para las dos categorías que se estén comparando).

La probabilidad de quedar preñada es cuatro veces más en el T1 (con eCG 60hs) al compararlo con el T4 (sin eCG 72 hs). Es casi tres veces más la probabilidad de preñez con el T2 (con eCG 72hs) en comparación con el T4 (sin eCG 72hs). Es 3.5 veces más en el T3 (sin eCG 60hs) cuando se compara con la misma chance en el T4 (sin eCG 72hs).

A los ocho días es casi cuatro veces mayor preñar una vaca que la misma chance a los seis días. Existe un 50% mayor de probabilidad de preñar cuando aumenta 1 mm el tamaño del folículo y un 35.2% mayor cuando aumenta 1 mm el tamaño de cuerpo lúteo.

4 Discusión

Las vacas Brown Swiss y sus cruizas con *Bos indicus* fueron las más adoptadas para la producción en la Amazonía ecuatoriana, aunque exista una gran necesidad de mejorar los indicadores reproductivos (Moyano y col., 2015). Dentro de un conjunto de problemas que poseen los rodeos, entre los más importantes es el retraso en el reinicio de la actividad ovárica después del parto (Guáqueta, Zambrano y Jiménez, 2014). Actualmente, hay disponible varios protocolos para aplicar en la Inseminación Artificial de Tiempo Fijo (IATF) para ser utilizados en vacas para carne y leche (Colazo y col., 2009; Bó, Baruselli y Mapletoft, 2018; Uslenghi y col., 2014), pero que necesitan ser revalidados en las condiciones de la Amazonía y en vacas Brown Swiss y sus cruizas con *Bos indicus*.

Los resultados de preñez obtenidos en este trabajo con J-Synch con y sin eCG, sobre 448 vacas Brown Swiss y sus cruizas inseminadas, 230 vacas se preñaron representando el 51.3%, coincidiendo con los resultados reportados por Baruselli y col. (2005) y López (2001) en el trópico, también coinciden con encontrados por López y col. (2014) y Quinteros (2009) realizados en la Amazonía Ecuatoriana. Además, concuerdan los porcentajes de preñez con los obtenidos por otros investigadores utilizando similares protocolos de proestros prolongados J-Synch en la Amazonía, cuando se administró eCG y se inseminó a las 60 horas de retirado el dispositivo con el 61% (70/115) de preñez en comparación al inseminado a las 72 horas adicionando eCG, mostrando un 47% (52/111) de preñez (López, 2017; Yáñez-Avalos y col., 2018).

Los programas de inseminación artificial a celo detectado son afectados y poseen una baja eficiencia en el trópico, debido a que el celo posee una corta duración durante el día y una tendencia a expresarlo en la noche (López, 2014). La expresión de celo se mostró en un 51% del total de animales, por debajo del 90.4% reportado por López (2017) y De La Mata, Ré y Bó (2015). A su vez estos datos contrastan con los reportados por López (2017) quién mostró que el 78.2% de vacas Pardo Suizo mestizas presentaron celo al ser tratadas con el protocolo J-Synch en la Amazonía con un régimen alimenticio en pastoreo libre. Una de las explicaciones del bajo porcentaje de expresión del celo en las vacas en este tra-

bajo podría ser que las mismas están atadas individualmente en espacios reducidos, no pueden expresar los síntomas previos del inicio del celo (grupo sexualmente activo), como es el roce y juego entre

las vacas tratadas y no pueden montarse entre ellas, por consiguiente, la detección del celo se reduce a la observación subjetiva por parte del encargado de otros síntomas menos expresivos.

Tabla 6. Coeficientes estimados y método de máxima verosimilitud.

Parámetro	DF	Estimación	Error estándar	χ^2 de Wald	Pr > χ^2
Intercept	1	-133.388	11.689	1.302.273	<.0001
Protocolo	1	14.499	0.2523	330.160	<.0001
Protocolo	1	10.820	0.2369	208.638	<.0001
Protocolo	1	12.468	0.2417	266.001	<.0001
Día	1	13.733	0.2514	298.451	<.0001
TF mm	1	0.4171	0.0614	461.369	<.0001
TCL mm	1	0.3165	0.0368	739.256	<.0001

Los resultados de los diámetros de los folículos dominantes ovulatorios encontrados en este trabajo coinciden con los citados anteriormente por López (2017), en donde se mostró que el protocolo J-Synch tuvo el menor valor al retiro de 8.9 ± 0.1 mm, pero se evidenció mayor tamaño al momento de la IATF de 13.5 ± 0.1 mm, en comparación con el tratamiento Cipionato de Estradiol que presentó un mayor tamaño al retiro de 9.7 ± 0.1 mm y 12.4 ± 0.1 mm al momento de la IATF. El tratamiento Benzoato de Estradiol tuvo un tamaño de 9.5 ± 0.1 mm al retiro del dispositivo y 12.9 ± 0.1 mm a la IATF, siendo menores a lo alcanzando por el folículo dominante ovulatorio del tratamiento J-Synch.

Un experimento en Uruguay con vaquillonas para carne y en otro ambiente, mostraron que el grupo J-Synch tuvo un horario promedio de ovulación de 93.7 ± 12.9 horas (De La Mata, Ré y Bó, 2015). En este trabajo el horario promedio de ovulación para J-Synch con eCG a las 60 y 72 horas fue de 94.5 ± 0.9 horas y para J-Synch sin eCG a las 60 y 72 horas fue de 88.0 ± 1.1 horas. Esto coincide con los resultados encontrados por De La Mata, Ré y Bó (2015), quienes al utilizar un protocolo de J-Synch obtuvieron un promedio de ovulación de 93.7 ± 12.9 horas, y a los reportados por López (2017) quien al usar Brown Swiss en el mismo ambiente, obtuvo un intervalo de ovulación 87.7 ± 0.6 horas.

Los resultados del tamaño de los folículos dominantes ovulatorios encontrados en este trabajo

mostraron que al retiro del dispositivo de progesterona existió diferencias significativas ($p \leq 0.05$) con mayor tamaño para T2 (9.7 ± 0.1 mm); de la misma manera, el tamaño del folículo al momento de la inseminación artificial expresó diferencias significativas ($p \leq 0.05$) con mayor tamaño para T4 (13.2 ± 0.1 mm) y al finalizar el estro el tamaño del folículo manifestó diferencias significativas ($p \leq 0.05$) con un tamaño mayor para T3 (13.9 ± 0.2 mm). López (2017) reportó utilizando vacas Brown Swiss mestizas en la Amazonía y con un régimen alimenticio en pastoreo libre para el tratamiento J-Synch un tamaño al retiro de 8.9 ± 0.1 mm y de 13.5 ± 0.1 mm al momento de la inseminación artificial.

Yáñez-Avalos y col. (2018), también utilizando vacas Brown Swiss en la Amazonía encontró que el tamaño del folículo fue para J-Synch con eCG 60 horas de 9.53 ± 0.1 mm al momento de retirar el dispositivo de progesterona y de 9.87 ± 0.1 mm para J-Synch con eCG 72 h; mientras que, en el momento de la inseminación para J-Synch con eCG 60 horas fue de 12.3 ± 0.1 mm y para J-Synch con eCG 72 h fue de 11.9 ± 0.1 mm, sin diferencias significativas. De La Mata, Ré y Bó (2015), encontró que la incorporación de eCG al protocolo J-Synch provoca una ventana mayor de tiempo para realizar la inseminación, y que, además, facilita la inseminación en grupos de animales mayores, en donde el grupo J-Synch inseminadas a las 60 horas presentó porcentajes de preñez de 60.6% ($P \leq 0.05$) comparadas con aquellas del mismo grupo que fueron inseminadas a las 72 horas.

Tabla 7. Análisis de estimación de verosimilitud máxima

Ratio de probabilidades	Estimación	Límites de confianza	
Proto Con eCG 60 vs Con eCG 72	1.445	0.962	2.169
Proto Con eCG 60 vs Sin eCG 60	1.225	0.805	1.865
Proto Con eCG 60 vs Sin eCG 72	4.263	2.600	6.990
Proto Con eCG 72 vs Sin eCG 60	0.848	0.562	1.279
Proto Con eCG 72 vs Sin eCG 72	2.950	1.855	4.694
Proto Sin eCG 60 vs Sin eCG 72	3.479	2.166	5.588
día 6 vs 8	3.949	2.412	6.463
TFmm	1.518	1.345	1.712
TCLmm	1.372	1.277	1.475

Núñez-Oliviera y col. (2014) evaluaron el efecto sobre la prolongación del proestro y cómo éste incidía en el desarrollo del folículo ovulatorio cuando se les aplicaba una dosis de eCG y GnRH a las 48 y 72 horas luego de retirar el dispositivo, mostrando que a las 48 horas de retirado el dispositivo el diámetro fue de 8.8 ± 0.4 mm y a la IATF de 12.3 ± 0.5 mm; a las 72 horas de retirado el dispositivo el diámetro fue de 8.2 ± 0.3 mm y la IATF de 13.5 ± 0.3 mm sin diferencia significativa.

Van-Eerdenburg y col. (2002) comprobó que las vacas que presentaban mayor tamaño de folículo, tenían una mayor probabilidad de ovular. En concordancia con lo anteriormente citado, Yáñez y col. (2016) hallaron que vacas con un mayor tamaño folicular al momento de la inseminación artificial tuvieron catorce veces más posibilidades de quedar preñadas (preñadas: 13.4 ± 1.1 mm; vacías: 10.4 ± 1.3 mm).

En el trabajo se encontraron diferencias significativas ($p \leq 0.05$) en el tamaño del cuerpo lúteo al día 7 post inseminación entre los tratamientos utilizados. De La Mata, Ré y Bó (2015) encontró que el desarrollo luteal entre los días 4 y 13 posterior a la ovulación tendió a ser mayor ($P \leq 0.074$) en el grupo J-Synch comparado con el protocolo convencional. El tamaño del cuerpo lúteo estaría relacionado con la mayor o menor concentración sérica de progesterona que afectaría la fertilidad (Vasconcelos y col., 2001; Busch y col., 2008; Mann, 2009).

Trabajos anteriormente citados indicaron que la incorporación del protocolo J-Synch en condiciones ambientales extremas, permitió mejorar los índices de preñez en vacas con cría, anéstricas y con períodos abiertos extensos, en bovinos doble propósito y

para carne en climas tropicales. Sin embargo, es necesario seguir sumando un número mayor de vacas Brown Swiss y sus cruza, que es la vaca utilizada con mayor frecuencia en los sistemas producción en la Amazonía en los que se use el protocolo J-Synch, para consolidar los resultados.

5 Conclusiones

Los tratamientos J-Synch más eCG a las 60 horas y las 72 horas tuvieron diferente comportamiento en el desarrollo folicular y en el tamaño del cuerpo lúteo. El porcentaje de preñez no difirió entre los tratamientos. Aunque, existió un 44.5% más probabilidad de quedar preñada una vaca con el T1 en comparación con el T2. Además, aumentaría un 22.5% la preñez aplicando el T1 en comparación con el T3, y sería un 18% mayor la preñez con el T3 si se compara con el T2.

Referencias

- Baruselli, P. S. y col. (2005). «Introdução da IATF no manejo reproductivo de rebanhos bovinos de corte no Brasil». En: *6º Simposio Internacional de Reproducción Animal*. Instituto de Reproducción Animal Córdoba. Córdoba, ARG., págs. 151-176.
- Ben, G.A. y col. (2002). *Manual de procedimientos. Programa de inseminación artificial a tiempo fijo*. Manual. Sitio argentino de reproducción animal. Disponible en <https://bit.ly/39PI7Qd>.
- Bernardi, S.F. y col. (2011). «Evaluación de los cambios ocasionados en espermatozoides bovinos por variaciones en el manejo de las dosis durante su manipulación en inseminación artificial». En: *InVet* 13.2, 25-38. Online: <https://bit.ly/2GLMY8V>.

- Bó, G. A., P. S. Baruselli y R. J. Mapletoft (2018). «Synchronization techniques to increase the utilization of artificial insemination in beef and dairy cattle». En: *Animal Reproduction (AR)* 10.3, 137-142. Online: <https://bit.ly/3iWv6F2>.
- Bó, G.A. y col. (2018). «Programs for fixed-time artificial insemination in South American beef cattle.» En: *Proceedings of the 10th International Ruminant Reproduction Symposium (IRRS 2018); Foz do Iguacu, PR, Brazil*.
- Busch, D. C. y col. (2008). «Effect of ovulatory follicle size and expression of estrus on progesterone secretion in beef cows». En: *Journal of animal science* 86.3, 553-563. Online: <https://bit.ly/3iW7Wii>.
- Carrera Durazno, R., N. Fierro y J. Ordoñez (2015). *Manual del pastoreo*. Manual. Loja: Universidad Técnica particular de Loja.
- Castellanos, S., I. Rentería y D. Maraña (2019). «Implementación del protocolo de inseminación artificial a tiempo fijo J-Synch en vacas brahman y F1 sin cría». En: *Simposio Internacional de Reproducción Animal Pabellón Argentino*. Córdoba, Argentina., 279. Online: <https://bit.ly/3pTXigx>.
- Cedeño, A. y col. (2019). «Dinámica folicular y luteal en vaquillonas bos indicus de carne sincronizadas con el protocolo J-Synch de 7 días». En: *Simposio Internacional de Reproducción Animal Pabellón Argentino*. Córdoba, Argentina., 280. Online: <https://bit.ly/3pTXigx>.
- Colazo, M.G. y col. (2009). «Selección de los tratamientos hormonales disponibles en el mercado para la sincronización de celos en vaquillonas de carne». En: *Resúmenes en CD del VIII Simposio Internacional de Reproducción Animal*. Pabellón Argentino, Ciudad Universitaria, Córdoba.
- De La Mata, J.J., M. Ré y G.A. Bó (2015). «Combination of estrus detection and fixed-time artificial insemination in beef heifers following shortened estradiol-based protocol that provides for a lengthened proestrus». En: *Reproduction, fertility and development* 27.1, 96-97. Online: <https://bit.ly/3iWTgPZ>.
- De la Mata, J.J. y G.A. Bó (2012). «Sincronización de celos y ovulación utilizando protocolos de benzoato de estradiol y GnRH en períodos reducidos de inserción de un dispositivo con progesterona en vaquillonas para carne.» En: *Taurus* 55, 17-23. Online: <https://bit.ly/3nPEKgs>.
- González-Marcillo, R. y col., eds. (1997). *Manual de pastos tropicales para la Amazonía ecuatoriana*. Programa de Ganadería Bovina y Pastos. Manual no. 33. Napo-Ecuador.: INIAP. Disponible en <https://bit.ly/36JbGB2>.
- Guáqueta, M., J. Zambrano y E. Jiménez (2014). «Risk factors for ovarian postpartum resumption in Holstein cows, under high tropical conditions». En: *Revista MVZ Córdoba* 19.1, 3970-3983. Online: <https://bit.ly/33VmsCu>.
- Kastelic, J.P., D.R. Bergfelt y O.J. Ginther (1990). «Relationship between ultrasonic assessment of the corpus luteum and plasma progesterone concentration in heifers». En: *Theriogenology* 33.6, 1269-1278. Online: <https://bit.ly/3iYhBoo>.
- López, J.C. (2014). «Evaluación de dos sales de estradiol sobre la tasa de ó a la IATF en vacas doble propósito en la Amazonía ecuatoriana». pp. 25. Tesis Especialización. Zipaquirá, Colombia: Instituto de Reproducción Animal de Córdoba, Argentina.
- (2017). «Comparación de protocolos de IATF convencionales con un protocolo con proestro pro-longado en vacas doble propósito en la Amazonía Ecuatoriana». pp 52. Online: <https://bit.ly/2H2zYLI>. Tesis de Maestría. Córdoba – Argentina: Universidad de Córdoba.
- López, J.C. y col. (2014). «Relación entre genotipos y preñez con un protocolo de inseminación artificial en vacas en la Amazonía Ecuatoriana». En: *Revista Científica Biológico Agropecuaria Tuxpan* 2.4, 885-890. Online: <https://bit.ly/3jZt7Bj>.
- López, M. V. (2001). «Evaluación de fecundidad en vacas Holstein Friesian inseminadas a diferentes tiempos del umbral detectado por el sistema heatime». pp 95. Tesis Grado. Sangolquí, Ecuador: Universidad Superior Politcnica del Ejército.
- Mann, G.E. (2009). «Corpus luteum size and plasma progesterone concentration in cows». En: *Animal reproduction science* 115.1-4, 296-299. Online: <https://bit.ly/3dnXqiC>.
- Moyano, J.C. y col. (2015). «Plasmaspiegel von LH (luteinisierendes Hormon), Brunstsymptome und Qualität der Gelbkörper in verschiedenen Protokollen, zur Synchronisation der Brunst in Brown-Swiss-Milchrindern». En: *Züchtungskunde* 4, págs. 265-271.
- Núñez-Olivera, R. y col. (2014). «Ovulatory response and luteal function after eCG administration at the end of a progesterone and estradiol based treatment in postpartum anestrous beef cattle».

- En: *Animal reproduction science* 146.3-4, 111-116. Online: <https://bit.ly/34U0NtY>.
- Quinteros, O.R. (2009). «La Inseminación Artificial a Tiempo Fijo (IATF), con el protocolo Crestar (Norgestomet - Valerato de Estradiol)-Folligon (eCG)- Fertagil (Gonadorelin), como una alternativa reproductiva en la ganadería del centro de la Amazonía Ecuatoriana». En: *VII Seminario de Actualización Veterinaria de la Universidad de Ciencias Comerciales de Managua*. Nicaragua, pág. 5.
- Rodríguez, C., G. Saavedra y D. Gómez (2015). «Efecto de la etapa de lactancia sobre la calidad fisicoquímica de leche en vacas de raza Holstein y Normando». En: *Zoot Trop* 33, 23-35. Online: <https://bit.ly/3iYYJWo>.
- Uslenghi, G. y col. (2014). «Effect of estradiol cypionate and amount of progesterone in the intravaginal device on synchronization of estrus, ovulation and on pregnancy rate in beef cows treated with FTAI based protocols». En: *Animal reproduction science* 145.1-2, 1-7. Online: <https://bit.ly/3dEAKEN>.
- Van-Eerdenburg, F.J. y col. (2002). «The relationship between estrous behavioral score and time of ovulation in dairy cattle». En: *Journal of Dairy Science* 85.5, 1150-1156. Online: <https://bit.ly/33Zeetp>.
- Vasconcelos, J. y col. (2001). «Reduction in size of the ovulatory follicle reduces subsequent luteal size and pregnancy rate». En: *Theriogenology* 56.2, 307-314. Online: <https://bit.ly/34YE2VF>.
- Yáñez-Avalos, D. y col. (2018). «Inseminación artificial a tiempo fijo en vacas con proestro prolongado de 60 y 72 horas». En: *Agronomía Mesoamericana* 29.2, 363-373. Online: <https://bit.ly/31aN2pz>.
- Yáñez, D. y col. (2016). «Possible factors affecting pregnancy rate of cows in the amazon ecuatorian». En: *Proceedings VI Peruvian Congress Animal Reproduction*. SPERMOVA, pág. 66.
- Yáñez, D. y col. (2017). «Evaluación de un protocolo de IATF con proestro prolongado más eCG, sobre la tasa de preñez en vacas doble propósito de la Amazonía Ecuatoriana». En: *Simposio Internacional de Reproducción Animal Pabellón Argentino*. Córdoba, Argentina., 399. Online: <https://bit.ly/3pTXigx>.



PRESENCIA DE METALES PESADOS EN LECHE CRUDA BOVINA DE MACHACHI, ECUADOR

PRESENCE OF HEAVY METALS IN RAW BOVINE MILK FROM MACHACHI, ECUADOR

Francisco de la Cueva¹ , Alexandra Naranjo^{1,2} , Byron Puga Torres^{*1}  y
Eduardo Aragón¹ 

¹ Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Universidad Central del Ecuador, Jerónimo Leyton s/n y Gatto Sobral, Av. Universitaria, Quito, 170129, Ecuador.

² Trouw Nutrition Latam.

*Autor para correspondencia: bpuga@uce.edu.ec

Manuscrito recibido el 09 de mayo de 2020. Aceptado, tras revisión, el 15 de septiembre de 2020. Publicado el 1 de marzo de 2021.

Resumen

La evaluación de metales pesados en la leche puede considerarse como indicador de contaminación ambiental de un lugar, por lo que el objetivo de la investigación fue determinar la presencia de plomo, mercurio y arsénico en leche cruda de Machachi, Provincia de Pichincha-Ecuador. Se recolectaron 58 muestras provenientes de 29 fincas lecheras con sistema de pastoreo extensivo y ubicadas hasta máximo un kilómetro a la redonda del Municipio de Machachi, donde existe actividad industrial y está cerca de la Panamericana Sur. Las muestras fueron analizadas mediante la técnica de espectrofotometría de absorción atómica por generador de hidruros (mercurio y arsénico) y con horno de grafito (plomo). Todas las muestras analizadas mostraron niveles de plomo, con una media de 0,208 mg kg⁻¹ (rango entre 0,0016 a 0,719 mg kg⁻¹), de las cuales el 98,28% (57/58) contienen niveles superiores a los máximos permitidos por la NTE INEN 9 de 0,02 mg kg⁻¹. También se detectó mercurio y arsénico en cuatro y dos muestras de leche, respectivamente, encontrándose en el primer caso en una media de 0,00009 mg kg⁻¹ (rango entre 0,00 a 0,002 mg kg⁻¹) y en el segundo caso un promedio de 0,00003 mg kg⁻¹ (0,00 a 0,001 mg kg⁻¹), y aunque los niveles son muy bajos, los mismos son bastante preocupantes ya que son capaces de acumularse y ser potencialmente cancerígenos. Con los resultados obtenidos, se concluye que se ha detectado contaminación por plomo en el área estudiada, pero sobre todo por dos sustancias altamente tóxicas (arsénico y mercurio), para lo cual es necesario un monitoreo continuo en la leche, y sobre todo para buscar posibles fuentes de contaminación.

Palabras clave: Plomo, Arsénico, Mercurio, leche cruda, Machachi.

Abstract

The presence of heavy metals in milk is an indicator of local environmental contamination. The objective of this investigation was to test raw milk from Machachi, Pichincha Province, Ecuador for the presence of lead, mercury, and arsenic. Fifty eight samples were collected from twenty nine dairy farms with extensive grazing systems located up to one kilometer from the Municipality of Machachi. Machachi is a site of industrial activity and is located near the Panamericana Sur highway. The samples were analyzed using atomic absorption spectrophotometry with a hydride generator (mercury and arsenic) and a graphite furnace (lead). All analyzed samples indicated the presence of lead, with an average abundance of 0.208 mg kg^{-1} (range between 0.0016 to 0.719 mg kg^{-1}). Of these samples, 98.28% (57/58) contained lead at levels higher than the maximum allowed by the NTE INEN 9, 0.02 mg kg^{-1} . Mercury was detected in four samples with a mean abundance of $0.00009 \text{ mg kg}^{-1}$ (range between 0.00 to 0.002 mg kg^{-1}); and arsenic was detected in two samples with a mean abundance of $0.00003 \text{ mg kg}^{-1}$ (0.00 to 0.001 mg kg^{-1}). Although these levels are very low, they remain worrisome because these carcinogenic elements are capable of accumulating. Based on these results, it can be concluded that lead contamination has occurred in the studied area. Furthermore, the detection of arsenic and mercury, two highly toxic substances, warrants continuous monitoring of the regional milk supply and a search for possible sources of contamination.

Keywords: Lead, Arsenic, Mercury, raw milk, Machachi.

Forma sugerida de citar: De la Cueva, F., Naranjo, A., Puga-Torres, B. y Aragón, E. (2021). Presencia de metales pesados en leche cruda bovina de Machachi, Ecuador. *La Granja: Revista de Ciencias de la Vida*. Vol. 33(1):21-30. <http://doi.org/10.17163/lgr.n33.2021.02>.

IDs Orcid:

Francisco de la Cueva: <http://orcid.org/0000-0003-2671-0329>

Alexandra Naranjo: <http://orcid.org/0000-0002-6442-0982>

Byron Puga Torres: <http://orcid.org/0000-0002-4444-0054>

Eduardo Aragón: <http://orcid.org/0000-0002-5142-0721>

1 Introducción

En 2018, la producción de leche ecuatoriana alcanzó 5 millones de litros por día, con más del 70% de la producción en la región interandina. Pichincha es la mayor provincia productora de leche, representando aproximadamente el 16% del suministro total de leche en el Ecuador (INEC, 2019). El cantón Mejía ha sido conocido históricamente como el mayor productor lechero de la provincia de Pichincha y en todo el Ecuador, debido en gran parte a sus condiciones climáticas y de suelo, que son muy favorables para el desarrollo ganadero (CIL, 2015). La Norma Técnica Ecuatoriana (NTE) INEN 9 (INEN, 2012) y el Codex Alimentarius (Codex Alimentarius, 1995) establecen normas ambientales para la leche cruda y determinan el nivel máximo permitido de plomo (Pb) en 0,02 mg/kg. La norma NTE INEN 9 no indica los niveles máximos permitidos de mercurio (Hg) o arsénico (AS); sin embargo, la NTE INEN 1108, que se ocupa del agua potable, establece un límite máximo de 0,006 mg/L para Hg y 0,01 mg/L para As (INEN, 2011).

La presencia de metales pesados en los alimentos representa un gran problema para la salud pública, ya que estos elementos causan daños en la salud de los humanos, animales y en los cultivos agrícolas (Anastasio y col., 2006). En los seres humanos, los metales pesados interrumpen las funciones del sistema nervioso, el hígado y el riñón, al tiempo que promueven la mutagénesis y la carcinogénesis. En los animales, los metales pesados pueden causar pérdida del apetito, anemia, trastornos reproductivos, cáncer y teratogénesis. Todos estos efectos disminuyen el rendimiento de la producción a largo plazo (González-Montaña, 2009). La principal fuente de metales pesados es la contaminación ambiental resultante de la presencia de diversas actividades industriales (Zhou y col., 2019). Estas actividades contaminan el suelo (Ashraf y col., 2019), el agua y el aire; y eventualmente llegan a personas y animales a través de la cadena alimentaria. Por lo tanto, esta contaminación perjudica enormemente la salud de los consumidores (Karasakal, 2020). Actualmente, esta contaminación se mide mediante el uso de biomonitorio, dentro del cual la vigilancia de los productos animales desempeña un papel importante (Scaramozzino y col., 2019). En el caso de la producción de productos lácteos, los metales pesados pueden contaminar el agua y los alimentos de

las vacas lecheras, trasladándose eventualmente a la leche (Zhou y col., 2019). Esto constituye un serio problema de salud pública, especialmente para las poblaciones vulnerables como los niños (Chirinos-Peinado y Castro-Bedriñana, 2020), porque incluso los bajos niveles de metales pesados incorporados en una dieta pueden conducir a enfermedades crónicas (Miclean y col., 2019). Así, el monitoreo de la presencia de metales pesados en la leche cruda producida localmente resulta un excelente indicador de contaminación ambiental en la región (Miclean y col., 2019).

El plomo (Pb) se produce con frecuencia por la descomposición radioactiva del uranio y el actinio, y se puede encontrar en el suelo (Silva y col., 2010). Sin embargo, el plomo también puede introducirse en el medio ambiente a través de otras vías, como el uso de equipos que contienen plomo, fertilizantes químicos y pesticidas, o agua contaminada con plomo (Litter, Farías y Armienta, 2009). El plomo es uno de los intoxicantes más frecuentes en el ganado, especialmente en los terneros, ya que estos animales carecen de una microflora ruminal funcional (Perrin, Schiefer y Blakley, 1990). En el caso del arsénico, éste puede distribuirse en el agua, el aire y el suelo. El arsénico es muy tóxico en su forma inorgánica, y puede causar cambios en la piel e incluso cáncer (WHO, 2018). La presencia de mercurio también implica un problema debido a su capacidad para contaminar y dañar la cadena trófica. La exposición crónica a este metal puede resultar en toxicidad asintomática (Rodríguez, López-Huertas y Boza Puerta, 2010). El mercurio es el único metal volátil, por lo que se absorbe fácilmente a través de la piel y los pulmones. Su presencia en el medio ambiente se debe principalmente a la actividad humana y es comúnmente introducido por los sistemas de calefacción, la minería y otros procesos industriales (WHO, 2019).

La contaminación del aire se compone de partículas finas que pueden combinar y transportar sustancias tóxicas tales como los metales pesados. Esto permite el transporte de estos metales a través del aire y los deposita en agua de riego, suelos agrícolas y pastos (Dergham y col., 2012; Alloway, 2013; Yilmaz, Akinci y Akinci, 2009). En el contexto de las vacas lecheras, si el forraje contiene materiales pesados, esos metales tóxicos se introducen en el animal y finalmente se pasan a su leche (Miclean y col.,

2019), razón por la cual es necesario estudiar este proceso (Oliveira y col., 2017) para estimar los efectos toxicológicos (Samiee, Javad y Leili, 2019) y proteger la salud pública (Miclean y col., 2019). Hasta el momento, pocos estudios han investigado la presencia de metales pesados en la leche cruda de Ecuador, a pesar de la máxima importancia de este proceso de monitoreo para prevenir la contaminación de los alimentos (Kim y col., 2016) y la transferencia de metales pesados a los consumidores (Hashemi, 2018). El objetivo de este estudio fue cuantificar los niveles de plomo, arsénico y mercurio en la leche cruda producida en la mayor cuenca lechera del Ecuador.

2 Materiales y métodos

2.1 Ubicación del área de estudio

El estudio se realizó en la parroquia de Machachi, Cantón Mejía, Provincia de Pichincha, Ecuador. Se recolectaron 58 muestras de leche cruda al azar de 29 unidades de producción lechera (UPA), con extensos sistemas de pastoreo ubicados a un kilómetro de la ciudad de Machachi, que es un centro de actividad industrial especializado en la producción de acero, y ubicado cerca de la carretera Panamericana Sur. Las UPA están situadas cerca de -0,510110, 78,567123, a una altitud de aproximadamente 2900 metros sobre el nivel del mar (GeoDatos, 2019). La región experimenta temperaturas de 12 a 20°C, y generalmente se caracteriza por tener un clima frío-templado. La ubicación geográfica se obtuvo utilizando georreferenciación basada en el sistema de posicionamiento global (GPS), como se muestra en la Figura 1.

2.2 Muestreo

Se tomaron aproximadamente 250 ml de leche cruda directamente de los tanques de refrigeración, cubos o contenedores de recolección en cada UPA. Esta operación de muestreo se repitió de nuevo en el plazo de ocho días y se llevó a cabo de conformidad con NTE INEN-ISO 707: "Leche y productos lácteos. Instrucciones para el muestreo" (INEN, 2014b). Las muestras se transportaron en envases que contenían refrigerantes congelados en gel entre 2 y 5 oC. A su llegada al Laboratorio del Departamento de Petróleo, Energía y contaminación (DPEC) de la Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Central

del Ecuador, las muestras se almacenaron a -20°C hasta el momento del análisis.

2.3 Procedimiento analítico

Para la determinación de los niveles de Hg y AS, se utilizó una técnica de espectrofotometría de absorción atómica con generador de hidruros (Rocha, 2011). La determinación de los niveles de Pb se realizó utilizando el mismo método de espectrofotometría de absorción atómica, pero con un horno de grafito. Las operaciones técnicas se realizaron de acuerdo con la especificación Técnica Ecuatoriana INEN-ISO/TS 6733 (INEN, 2014a).

Se utilizó un espectrofotómetro UNICAM Solar modelo 9626, y lámparas de cátodo para cada elemento analizado, con una vaporización realizada con una llama de aire-acetileno. De igual forma, se utilizó agua desionizada para todos los procesos analíticos. Las curvas de calibración se crearon utilizando estándares certificados, y las soluciones en blanco se prepararon y trataron de la misma forma que las muestras. El límite de detección (LD) y el límite de cuantificación (LC) para Pb fue de 0,1 mg/L y 0,8 mg/L, respectivamente. Para As, el LD fue de 0,39 µg/L y el LC fue de 1,19 µg/L. El LD para el mercurio fue de 0,14 µg/L y el LC fue de 0,42 µg/L. Todas las muestras se analizaron por triplicado. Las curvas de calibración respectivas se prepararon utilizando las siguientes concentraciones: Pb = 0,0; 0,5; 1,5; 3,0 y 5,0 mg/L; Hg = 1,0; 2,5; 5,0; 10,0; 25,0 y 50,0 µg/L; As = 0; 1; 2; 5, y 10 µg/L.

2.4 Análisis estadístico

Los resultados se expresan como la media, la concentración mínima y máxima observada de Pb, As o Hg. Se realizó una prueba de Shapiro-Wilk para verificar la normalidad de los datos. Los resultados de estas pruebas indicaron que los datos no se distribuían normalmente ($p \leq 0,05$). Por esta razón, se utilizaron pruebas estadísticas no paramétricas (Celis De La Rosa y Labrada, 2014). Se utilizó una prueba de Kruskal-Wallis para comparar los niveles de metales pesados en la leche cruda entre los proveedores. De igual forma, se llevó a cabo una prueba de Wilcoxon para comparar los datos de la primera y la segunda muestra tomadas de un proveedor determinado. El software estadístico de código abierto RStudio versión 1.2.5019 [RStudio Inc. Boston, MA,

EE.UU.] se utilizó para realizar todas las pruebas estadísticas. Para todos los análisis se determinó un umbral de significación de $p = 0,05$.

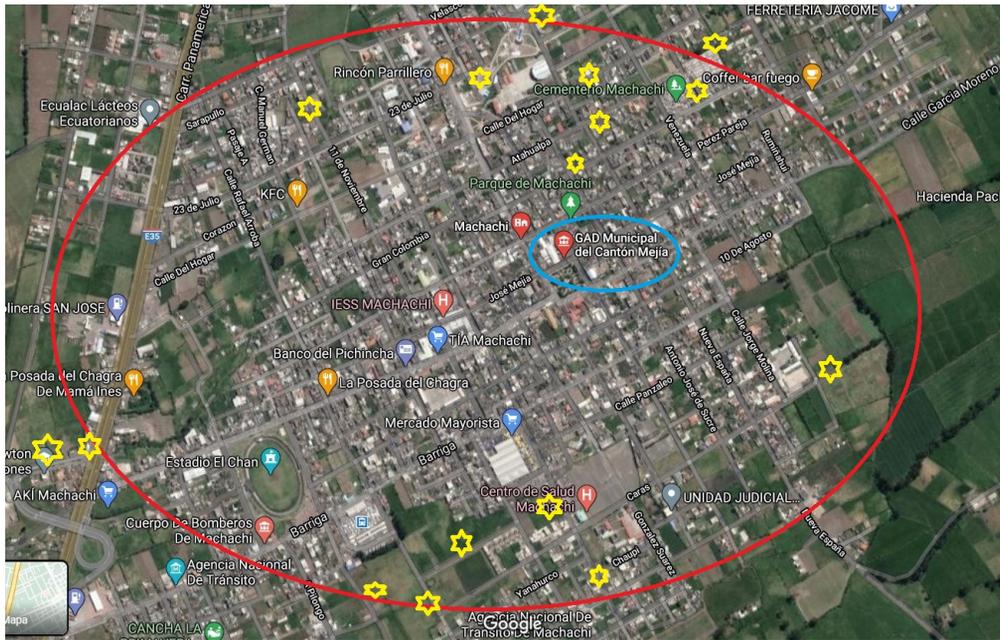


Figura 1. Unidades de producción lechera (UPA) muestreadas en la parroquia de Machachi.

3 Resultados

Las mínimas, medias y máximas observadas mostraron un gran número de Pb, Hg y As en la leche cruda muestreada de Machachi, como se presenta en la Tabla 1 y la Figura 2. En el caso de Pb, el 100% (58/58) de las muestras de leche cruda tenían niveles de plomo por encima del límite de detección de este metal pesado. El 98,28% (57/58) contenía plomo a niveles superiores a 0,02 mg/kg, que es el límite máximo establecido por NTE INEN 9 y el Codex Alimentarius. El valor medio del plomo observado en la leche cruda de la muestra fue de 0,208 mg/kg, con un valor mínimo de 0,0016 mg/kg (encontrado en la primera muestra) y un valor máximo de 0,719 mg/kg (en la segunda muestra). No se observaron diferencias significativas ($p \geq 0,05$) al comparar la leche cruda de los 29 proveedores incluidos en la muestra, pero sí se evidenciaron diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre la leche cruda de la primera muestra y la leche cruda de la segunda (Tabla 1).

En cuanto a Hg, el 6,9% (4/58) de las muestras de leche cruda contenían niveles detectables. El ni-

vel medio de mercurio fue de 0,00009 mg/kg, con un valor mínimo de 0,00 mg/kg, y un valor máximo de 0,002 mg/kg (encontrado en el primer muestreo). No se detectaron diferencias significativas en relación a la presencia de mercurio entre proveedores o entre muestreos (Tabla 1). El 3,44% (2/58) de las muestras de leche cruda analizadas contenían niveles detectables de As, con un valor medio de 0,00003 mg/kg, un valor mínimo de 0,00 mg/kg y un valor máximo de 0,001 mg/kg. No se detectaron diferencias significativas en la presencia de mercurio entre proveedores o entre muestreos (Tabla 1).

4 Discusión

Todas las muestras de leche cruda indican la presencia de Pb, y el 98,28% de ellas tenían niveles de plomo superiores a 0,02 mg/kg, que es el máximo permitido por NTE INEN 9 y el Codex Alimentarius. Sin embargo, resulta preocupante la presencia de As y Hg en la leche. Aunque la gran mayoría de las muestras no contenían ninguno de estos metales pesados, el hecho de que se detectaran es alarman-

te ya que incluso cantidades mínimas resultan tóxicas para la salud del ser humano. El mercurio, que puede ocurrir naturalmente (Bernhoft, 2012), ha sido liberado al medio ambiente durante siglos como resultado de actividades antropogénicas. Se ha demostrado que el mercurio tiene efectos nocivos en

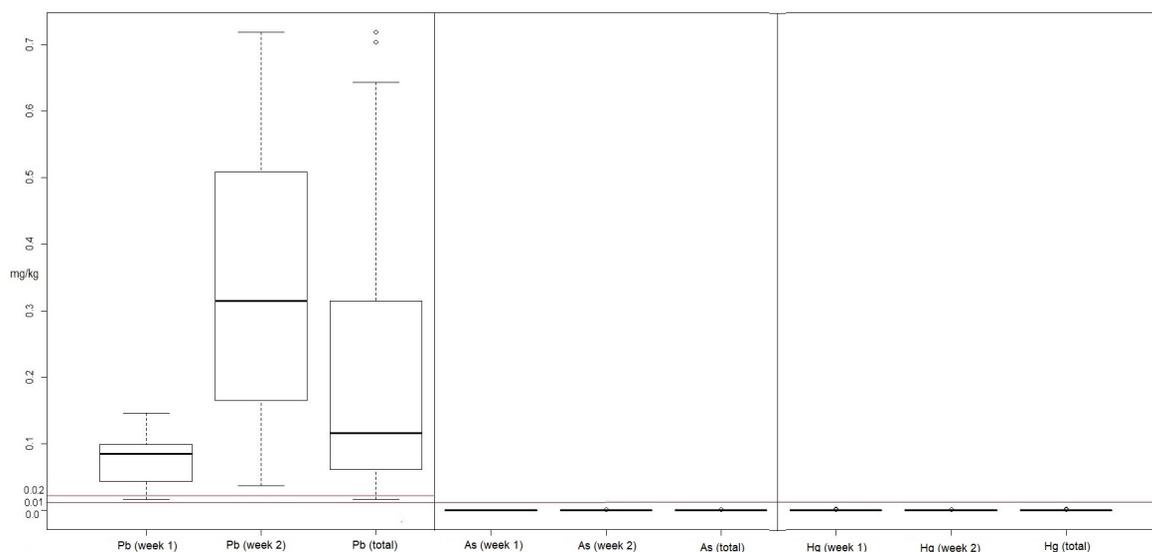
diversos tejidos y órganos del cuerpo humano (Rocha y col., 2012), y también posee potencial genotóxico. Como resultado de esto, el mercurio podría estar involucrado en la carcinogénesis, (Yang y col., 2020).

Tabla 1. Mínimas, medias y máximas de Pb, Hg y As en la leche cruda muestreada.

Valor	Plomo (mg/kg)			Mercurio (mg/kg)			Arsénico (mg/kg)		
	Primer muestreo	Segundo muestreo	Total	Primer muestreo	Segundo muestreo	Total	Primer muestreo	Segundo muestreo	Total
Mínimo	0,16	0,037	0,016	0	0	0	0	0	0
Promedio	0,07631	0,339	0,20764	0,0001	3E-05	9E-05	0	0,0001	3E-05
Máximo	0,146	0,719	0,719	0,002	0,001	0,002	0	0,001	0,001
Valor-P	1,302e-06*	0,979*	0,3045*	0,052**	0,1609*	0,492**	0,1609*		0,492**

*Prueba de Kruskal Wallis entre los 29 proveedores. **Prueba de Wilconox entre las muestras

Figura 2. Diagrama de caja de Pb, Hg, y As en la leche cruda analizada.



En los seres humanos, la exposición al arsénico aumenta el riesgo de cáncer de pulmón, piel y vejiga, especialmente cuando dicha exposición es crónica (Khairul y col., 2017). El arsénico también está relacionado con muchas otras afecciones patológicas conocidas como arsenicosis (Bjørklund y col., 2018). La presencia de metales pesados en la leche cruda podría deberse a que las unidades de producción lecheras se encuentran en un área con gran actividad industrial, cerca de una carretera importante (González-Montaña y col., 2019). Se sabe

que los niveles de metales pesados son más altos en esas zonas (Zhou y col., 2019), y de hecho se ha reportado una acumulación de metales pesados en alfalfa en regiones industrialmente activas (Rezaeian, Kiaei y Zadeh, 2020). La contaminación puede introducirse a través de varias vías, incluyendo agua potable, pastos y/o el suelo. La determinación de la fuente de contaminación por metales pesados es fundamental para su control; de igual forma, otros estudios han reportado contaminación tanto en el forraje (Pb) como en el agua potable (As y Hg) con-

sumida por las vacas lecheras (Zhou y col., 2017; Zhou y col., 2019).

En Ecuador, pocos estudios han investigado la presencia de metales pesados en la leche. En un estudio que utilizó 20 muestras de leche cruda del cantón de Arenillas, provincia El Oro (Ayala y Romero, 2013), se detectaron Hg y As (media de 0,01035 mg/kg) en el 100% de las muestras. Si bien esto no coincide con los resultados presentados, tal vez se pueda explicar debido al hecho de que Arenillas es un sector minero a diferencia de Machachi. Con respecto a la contaminación por Pb, los datos en El Oro mostraron una media de 0,011 mg/kg (rango de 0,006 a 0,018 mg/kg). Este nivel de contaminación por plomo es menor que el reportado en esta investigación. Esto podría deberse a la presencia de plomo en el agua del río que abastece los canales de riego utilizados por los rebaños. Además, un estudio en la ciudad de Guayaquil encontró altos niveles de contaminación por Pb en la leche en polvo (5.450 ± 2.474 mg/kg), pero no se detectó Pb en las leches pasteurizadas y ultrapasteurizadas del mismo estudio (Pernía y col., 2015).

La variabilidad de estos datos es común en todo el mundo. Un metaanálisis de 72 investigaciones de 37 países demostró que los niveles de metales pesados varían mucho. Algunas de las concentraciones más altas de Pb se observaron en Brasil, Croacia, Egipto, México, Nigeria, Palestina, Serbia y Turquía. Asimismo, se observaron niveles más altos de As y Pb en la leche producida con métodos tradicionales (como el empleado en Machachi) en comparación con la leche producida con sistemas orgánicos. En el caso del Hg, todos los niveles se observaron por debajo del umbral mínimo de riesgo, independientemente del sistema de producción (Zwierzchowski y Ametaj, 2018). Si se comparan los resultados de este estudio con otras investigaciones llevadas a cabo en América Latina, la variabilidad sigue siendo significativa, incluso dentro del mismo país. En el caso de Brasil, la contaminación por Pb excedió los límites establecidos tanto en la leche cruda como en los derivados de la leche (Silva y col., 2010; Oliveira y col., 2017; Vasconcelos y col., 2019; Gomes y col., 2013). En Puebla, México, el análisis de muestras de leche cruda reveló la presencia de Pb a una abundancia media de 0,03 mg/kg, y a una abundancia media de 0,12 mg/kg. En ambos casos, la contaminación por metales pesados superó el máximo

permitido por el Codex Alimentarius, pero estuvo por debajo del límite establecido por la ley mexicana. Las muestras de productos lácteos analizados en el mismo estudio también contenían Pb y As. Por lo tanto, tanto la leche cruda como los productos lácteos de este estudio pueden representar un riesgo para la salud de los consumidores (Castro-González y col., 2018a).

En otro estudio realizado con 160 muestras de leche cruda de Puebla y Tlaxcala, México, los niveles de Pb oscilaron entre $0,039 \pm 0,02$ y $0,059 \pm 0,05$ mg/kg, mientras que los niveles de As oscilaron entre 0,029 y 0,039 mg/kg. En esta región, el suelo recibe aguas residuales industriales, y los forrajes están compuestos principalmente de alfalfa. Estos niveles de Pb exceden los límites europeos y de la FAO, pero tanto la abundancia de Pb como la de As cumplen con las regulaciones mexicanas (Pb 0,1 mg/kg y 0,2 mg/kg para As). Es posible que se observen estas cantidades debido a que la alfalfa puede facilitar la bioacumulación de los metales pesados, permitiendo en última instancia su transferencia a la leche (Castro-González y col., 2018b). En un reciente estudio peruano se determinó que los metales pesados pueden transferirse de la sangre a la leche de la vaca, siendo los valores de Pb en la leche un 54% más altos que los niveles en la sangre. Los niveles de Pb observados en este estudio fueron 29 veces superiores a los permitidos por el Codex Alimentarius, y pueden atribuirse a los desechos mineros que contaminan el medio ambiente (Chirinos-Peinado y Castro-Bedriñana, 2020).

Al comparar datos de estudios realizados en otros países, los resultados siguen variando dependiendo de la localidad. Por ejemplo, en la leche cruda de nueve regiones de Corea, las concentraciones de Cd y Pb no excedieron los límites establecidos por las normas coreanas (Kim y col., 2016). En un estudio realizado en Asturias, España, se analizó la leche cruda de 7 granjas lecheras (36 muestras en total), y solo se detectó arsénico en 4 muestras con una media de $0,01845 \pm 0,00689$ mg/kg, y no se encontró Hg en ninguna muestra (González-Montaña y col., 2019). En la leche de seis granjas de cabras en Indonesia, el Pb se encontró a niveles entre 50 y 80 mg/kg, mientras que los niveles de As estuvieron entre 70 y 110 mg/kg (Wanniatie y col., 2019). En Turquía, el 70% de las muestras analizadas de leche

cruda tenían Pb a niveles 2,5 veces superiores a los permitidos por las normas europeas. Además, el 100% de las muestras presentaron contaminación a niveles superiores al máximo permitido (Koyuncu y Alwazeer, 2019).

En otro estudio llevado a cabo en Turquía, se analizaron 90 muestras de leche y no se pudo demostrar ningún nivel detectable de Pb. Sin embargo, As se detectó en el 94,45% de las muestras, aunque a niveles inferiores a los estándares establecidos (Totan y Filazi, 2020). En un estudio en Rumania se trató de evaluar el riesgo de transmisión de metales pesados del forraje a la leche, pero no se evidenció riesgo alguno para la salud pública (Miclean y col., 2019). Tanto Hg como As se encontraron en la leche cruda en Arak, Irán, pero a niveles inferiores a las normas sugeridas por el Codex Alimentarius. En ese estudio, la concentración media de Hg fue significativamente mayor ($p < 0,05$) en la leche producida en las granjas tradicionales en comparación con la leche producida en las granjas industriales (Arianejad y col., 2015). Tanto Hg como As tienen el potencial de ser cancerígenos y pueden acumularse mucho más incluso a niveles inferiores a los máximos establecidos por las normativas. Sobre la base de los datos aquí presentados, la contaminación por metales pesados sigue siendo una posibilidad y se recomienda un seguimiento continuo para proteger la salud pública. Con el fin de ahondar más en la posible contaminación en el área estudiada, las futuras investigaciones deben analizar las posibles fuentes de estos metales pesados, como el agua potable, el agua de riego, los forrajes y los alimentos consumidos por las vacas lecheras en el área.

5 Conclusiones

El 100% de las muestras de leche cruda analizadas en la presente investigación resultaron positivas para la presencia de Pb; el 98,28% de las muestras tuvieron niveles de Pb superiores al límite máximo establecido por NTE INEN 9 y el Codex Alimentarius (0,02 mg/kg). En cuanto a Hg y As, el 6,9% y el 3,44% de las muestras contenían este metal pesado, respectivamente, y a pesar que la gran mayoría de las muestras analizadas no contenían Hg o AS, o solo mostraron bajos niveles de estos metales pesados, estos datos siguen siendo muy preocupantes. Sobre la base de la información presentada, la conta-

minación por metales pesados sigue siendo una posibilidad y se recomienda un seguimiento continuo para proteger la salud pública. Las futuras investigaciones deben estar dirigidas a investigar posibles fuentes de estos metales pesados, como el agua potable, el agua de riego, los forrajes y el alimento que reciben las vacas lecheras en el área.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia y al Laboratorio DETEC de la Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Central del Ecuador. De igual forma, a la Comisión de Investigación Formativa de la Dirección General de Investigación y Estudios de Postgrado de la Universidad Central del Ecuador por el apoyo recibido en el marco del proyecto semilla fase I. A Nydia Rodríguez, Paola Andrade y Diana Badillo por su gran colaboración. También a Michael James Stablein de la Universidad de Illinois Urbana-Champaign por sus servicios de traducción al idioma inglés y revisión de este trabajo.

Referencias

- Alloway, B (2013). «Heavy metals in soils». En: *Heavy metals in soils*. Ed. por J. Alloway. Third Edit. Dordrecht, Springer Netherlands. Cap. Environmental Pollution.
- Anastasio, A. y col. (2006). «Heavy metal concentrations in dairy products from sheep milk collected in two regions of southern Italy». En: *Acta Veterinaria Scandinavica* 47.1, 1-6. Online: <https://bit.ly/2NJeA1x>.
- Arianejad, M. y col. (2015). «Levels of Some Heavy Metals in Raw Cow's Milk from Selected Milk Production Sites in Iran: Is There any Health Concern?». En: *Health promotion perspectives* 5.3, 176. Online: <https://bit.ly/3onOzRV>.
- Ashraf, S. y col. (2019). «Phytoremediation: Environmentally sustainable way for reclamation of heavy metal polluted soils». En: *Ecotoxicology and environmental safety* 174, 714-727. Online: <https://bit.ly/3qYGOU8>.
- Ayala, J. y H. Romero (2013). «Presencia de metales pesados (arsénico y mercurio) en leche de vaca al sur de Ecuador». En: *La Granja* 17.1, 36-43. Online: <https://bit.ly/2NDHFf3>.

- Bernhoft, R. (2012). «Mercury toxicity and treatment: a review of the literature». En: *Journal of environmental and public health* 2012. Online: <https://bit.ly/2MqfeAh>.
- Bjørklund, G. y col. (2018). «Effects of arsenic toxicity beyond epigenetic modifications». En: *Environmental geochemistry and health* 40.3, 955-965. Online: <https://bit.ly/2YjGGm7>.
- CIL (2015). *La Leche del Ecuador - Historia de la lechería ecuatoriana*. Primera edición. Quito-Ecuador: Centro de la Industria Láctea.
- Castro-González, N. y col. (2018a). «Heavy metals in cow's milk and cheese produced in areas irrigated with waste water in Puebla, Mexico». En: *Food Additives & Contaminants: Part B* 11.1, 33-36. Online: <https://bit.ly/3a6Lcda>.
- Castro-González, N. y col. (2018b). «Metales pesados en leche de vacas alimentadas con alfalfa producida en suelos irrigados con aguas residuales en Puebla y Tlaxcala, México». En: *Revista mexicana de ciencias pecuarias* 9.3, 466-485. Online: <https://bit.ly/3qWe6Dj>.
- Celis De La Rosa, A. y V. Labrada (2014). *Bioestadística*. Tercera Edición. Editorial El Manual Moderno.
- Chirinos-Peinado, D. y J. Castro-Bedriñana (2020). «Lead and cadmium blood levels and transfer to milk in cattle reared in a mining area». En: *Helicon* 6.3, e03579. Online: <https://bit.ly/2MfyvER>.
- Dergham, M. y col. (2012). «Prooxidant and proinflammatory potency of air pollution particulate matter (PM_{2.5}-0.3) produced in rural, urban, or industrial surroundings in human bronchial epithelial cells (BEAS-2B)». En: *Chemical research in toxicology* 25.4, 904-919. Online: <https://bit.ly/36pb5nk>.
- GeoDatos (2019). «Coordenadas geográficas de Machachi, Pichincha, Ecuador». Online: <https://bit.ly/36pMbEa>.
- Gomes, A. y col. (2013). «Determinação de Cd, Cr e Pb no leite e na alimentação bovina do Brasil». En: *Rev. Inst Adolfo Lutz* 72.3, 211-218. Online: <https://bit.ly/3csbmcX>.
- González-Montaña, J. (2009). «Metales pesados en carne y leche y certificación para la Unión Europea (UE)». En: *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias* 22.3, 305-310. Online: <https://bit.ly/36qShE9>.
- González-Montaña, J. y col. (2019). «Some toxic metals (Al, As, Mo, Hg) from cow's milk raised in a possibly contaminated area by different sources». En: *Environmental Science and Pollution Research* 26.28, 28909-28918. Online: <https://bit.ly/36pjebo>.
- Hashemi, M. (2018). «Heavy metal concentrations in bovine tissues (muscle, liver and kidney) and their relationship with heavy metal contents in consumed feed». En: *Ecotoxicology and environmental safety* 154, 263-267. Online: <https://bit.ly/3j1HSUp>.
- INEC (2019). «Encuesta de Superficie y Producción Agropecuaria Continua (ESPAC) 2018». Online: <https://bit.ly/3os7UBD>.
- INEN (2012). *Leche cruda: Requisitos NTE INEN 9*. Inf. téc. INEN. Online: <https://bit.ly/3j7zC5C>.
- (2014a). *Leche y productos lácteos. Determinación del contenido de plomo. Método de espectrometría de absorción atómica en horno de grafito (ISO/TS 6733:2006, IDT)*. Inf. téc. INEN.
- (2014b). *Leche y productos lácteos. Directrices para la toma de muestras (ISO 707:2008, IDT)*. Inf. téc. INEN. Online: <https://bit.ly/3tbVdOC>.
- Karasakal, A. (2020). «Determination of trace and major elements in vegan milk and oils by ICP-OES after microwave digestion». En: *Biological trace element research* 197.2, 683-693. Online: <https://bit.ly/3r3UYDI>.
- Khairul, I. y col. (2017). «Metabolism, toxicity and anticancer activities of arsenic compounds». En: *Oncotarget* 8.14, 23905. Online: <https://bit.ly/36qUTBX>.
- Kim, D. y col. (2016). «Cadmium and lead in animal tissue (muscle, liver and kidney), cow milk and dairy products in Korea». En: *Food Additives & Contaminants: Part B* 9.1, 33-37. Online: <https://bit.ly/3r1noy0>.
- Koyuncu, Mu. y Du. Alwazeer (2019). «Determination of trace elements, heavy metals, and antimony in polyethylene terephthalate-bottled local raw cow milk of Iğdır region in Turkey». En: *Environmental monitoring and assessment* 191.11, 1-10. Online: <https://bit.ly/3cmZw3O>.
- Litter, M., S. Farías y M. Armienta (2009). *Metodologías Analíticas para la Determinación y Especificación de Arsénico en Aguas y Suelos*. Iberoarsen. Online: <https://bit.ly/2MGJl6s>.
- Miclean, M. y col. (2019). «Metal (Pb, Cu, Cd, and Zn) transfer along food chain and health risk assessment through raw milk consumption from free-range cows». En: *International journal of environmental research and public health* 16.21, 4064. Online: <https://bit.ly/3cAYNfj>.

- Oliveira, T. de y col. (2017). «Direct determination of Pb in raw milk by graphite furnace atomic absorption spectrometry (GF AAS) with electrothermal atomization sampling from slurries». En: *Food chemistry* 229, 721-725. Online: <https://bit.ly/3j07KQB>.
- Perrin, D., H. Schiefer y B. Blakley (1990). «Chronic copper toxicity in a dairy herd». En: *The Canadian veterinary journal* 31.9, 629. Online: <https://bit.ly/3ae1L6V>.
- Rezaeian M. and Moghadam, Ma., Mo. Kiaei y H. Zadeh (2020). «The effect of heavy metals on the nutritional value of Alfalfa: comparison of nutrients and heavy metals of Alfalfa (*Medicago sativa*) in industrial and non-industrial areas». En: *Toxicological research* 36.2, 183-193. Online: <https://bit.ly/36pYh02>.
- Rocha, E. (2011). «Espectroscopia de absorción atómica en horno de grafito y generador de hidruros». Tesis de maestría. Facultad De Ciencias Químicas UACH.
- Rocha, J. y col. (2012). «Mercury toxicity». En: *Journal of Biomedicine and Biotechnology*, 1-2. Online: <https://bit.ly/39toVai>.
- Rodríguez, L., E. López-Huertas y J. Boza Puerta (2010). «Tratado de Nutrición». En: ed. por Ángel Hernández. Second Edition. Madrid-España. Cap. Leche y derivados lácteos, págs. 75-106.
- Samiee, F., M. Javad y M. Leili (2019). «Exposure to heavy metals released to the environment through breastfeeding: A probabilistic risk estimation». En: *Science of The Total Environment* 650, 3075-3083. Online: <https://bit.ly/3oF2q6J>.
- Scaramozzino P. and Battisti, S. y col. (2019). «Application of a risk-based standardized animal bio-monitoring approach to contaminated sites». En: *Environmental monitoring and assessment* 191.8, 1-13. Online: <https://bit.ly/2NNEb9A>.
- Silva, C. y col. (2010). «Stable lead in milk and derivatives». En: *Food Analytical Methods* 3.2, 85-89. Online: <https://bit.ly/39wFRRP>.
- Totan, F. y A. Filazi (2020). «Determination of some element levels in various kinds of cow's milk processed in different ways». En: *Environmental monitoring and assessment* 192.2, 1-10. Online: <https://bit.ly/2MDW4a2>.
- Vasconcelos, M. de y col. (2019). «Lead contamination in food consumed and produced in Brazil: Systematic review and meta-analysis». En: *Food Research International* 126, 108671. Online: <https://bit.ly/3pylqnh>.
- WHO (2018). «World Health Organization: Health topics of Arsenic». Online: <https://bit.ly/3oFcD33>.
- (2019). «World Health Organization: Health topics of Mercury». Online: <https://bit.ly/3pxV6uN>.
- Wanniatie, V. y col. (2019). «Chemical compositions, contaminants, and residues of organic and conventional goat milk in Bogor District, Indonesia». En: *Veterinary world* 12.8, 1218. Online: <https://bit.ly/2MDSop3>.
- Yang, Lixin y col. (2020). «Toxicity of mercury: Molecular evidence». En: *Chemosphere* 245, 125586. Online: <https://bit.ly/2MkCEXY>.
- Yilmaz, K., İ. Akinci y S. Akinci (2009). «Effect of lead accumulation on growth and mineral composition of eggplant seedlings (*Solanum melongena*)». En: *New Zealand Journal of crop and horticultural Science* 37.3, págs. 189-199.
- Zhou, X. y col. (2017). «Analysis of 22 elements in milk, feed, and water of dairy cow, goat, and buffalo from different regions of China». En: *Biological trace element research* 176.1, 120-129. Online: <https://bit.ly/2L164tE>.
- Zhou, X. y col. (2019). «Relationships between Pb, As, Cr, and Cd in individual cows' milk and milk composition and heavy metal contents in water, silage, and soil». En: *Environmental Pollution* 255, 113322. Online: <https://bit.ly/2MkDhAO>.
- Zwierzchowski, G. y B. Ametaj (2018). «Minerals and heavy metals in the whole raw milk of dairy cows from different management systems and countries of origin: A meta-analytical study». En: *Journal of agricultural and food chemistry* 66.26, 6877-6888. Online: <https://bit.ly/3j4CTT1>.



CALIDAD DE LA LECHE CRUDA Y SISTEMA DE PAGO POR CALIDAD EN EL ECUADOR

QUALITY OF RAW MILK AND PAYMENT SYSTEM FOR QUALITY IN ECUADOR

Rocio Contero¹ , Narcisa Requelme^{1,4} , Charles Cachipueno^{*2}  y Daniel
Acurio³ 

¹Grupo de Investigación de la leche (GILEC). Universidad Politécnica Salesiana, Quito, Ecuador.

²Grupo de Investigación en Ciencias Ambientales (GRICAM). Universidad Politécnica Salesiana, Quito, Ecuador.

³Grupo de Investigación en Biotecnología Aplicada a los Recursos Naturales (BIOARN), Universidad Politécnica Salesiana, Quito, Ecuador.

⁴Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, España.

*Autor para correspondencia: rcontero@ups.edu.ec

Manuscrito recibido el 28 de Octubre de 2020. Aceptado, tras revisión, el 22 de Febrero de 2021. Publicado el 1 de marzo de 2021.

Resumen

Para mantener la salud de la población los Estados legislan la calidad, inocuidad y propiedades nutricionales de los alimentos, regulaciones que se aplican en la producción e industrialización, así, Ecuador implementó una política de mejora de la calidad de la leche cruda a través del precio. El objetivo del estudio fue determinar el cumplimiento de los parámetros establecidos en el reglamento de pago por calidad de leche (RPCL) cruda bovina vigente en el Ecuador durante el periodo 2009-2018. Se utilizaron ($n = 103\ 204$) datos obtenidos por el Laboratorio de Calidad de Leche de la Universidad Politécnica Salesiana provenientes de 3 regiones del país. Fueron analizados los parámetros de: grasa, proteína, sólidos totales, conteo de bacterias totales (CBT), conteo de células somáticas (CCS) y se revisaron las diferentes regulaciones ecuatorianas que impulsaron la calidad y productividad de la leche en el periodo de estudio. Los promedios generales fueron: $3,80 \pm 0,05\%$; proteína $3,12 \pm 0,10\%$; sólidos totales $12,36 \pm 0,16\%$. CCS y CBT disminuyeron entre el 2009 y 2018: CCS de 460×10^3 a 447×10^3 células/mL y el CBT de 1 millón UFC/mL a promedios entorno a los 200×10^3 UFC/mL, respectivamente. Se concluye que el RPCL fue positivo para los parámetros de composición con valores sobre los límites establecidos. La calidad higiénica y sanitaria muestran mejoras en el tiempo, aunque CCS no entra en los límites máximos permisibles debido a que implica un abordaje multifactorial de acciones para la mejora.

Palabras clave: Composición de leche, calidad de leche, sistema de pago, conteo de bacterias, células somáticas.

Abstract

States legislate quality to maintain the health of the population, safety and nutritional properties of food, regulations that apply on the production and industrialization, thus Ecuador implemented a policy to improve the quality of raw milk through price. This study aimed to determine the compliance of the parameters established in the regulation of payment for quality of raw bovine milk (RPQM) in Ecuador during the period 2009-2018. Total data (n= 103204) were obtained by the milk quality laboratory of the Salesian Polytechnic University from 3 regions of the country. The parameters of fat, protein, total solids, total bacteria count (TBC) and somatic cell count (SCC), and the Ecuadorian regulations that promoted the quality and productivity of milk in this study period were analyzed. The general averages were: fat $3,80 \pm 0,05\%$; protein $3,12 \pm 0,10\%$; total solids $12,36 \pm 0,16\%$. SCC and TBC decreased between 2009 and 2018: SCC from 460×10^3 to 447×10^3 cells/mL and TBC from 1 million CFU/mL to averages around 200×10^3 CFU/mL, respectively. In conclusion the RPQM was positive for the chemical parameters with values above the limits established. The hygienic quality (TBC and SSC) showing improvements over time although, the SCC does not within the maximum permissible because it implies a multifactorial action for improvement being necessary to concentrate efforts on health and GMP.

Keywords: Milk composition, milk quality, payment system, bacteria count, somatic cells.

Forma sugerida de citar: Contero, R., Requelme, N., Cachipiendo, C. y Acurio, D. (2021). Calidad de la leche cruda y sistema de pago por calidad en el Ecuador. *La Granja: Revista de Ciencias de la Vida*. Vol. 33(1):31-43. <http://doi.org/10.17163/lgr.n33.2021.03>.

IDs Orcid:

Rocio Contero: <http://orcid.org/0000-0001-5335-1283>

Narcisa Requelme: <http://orcid.org/0000-0002-3877-199X>

Charles Cachipiendo: <http://orcid.org/0000-0002-7700-7740>

Daniel Acurio: <http://orcid.org/0000-0002-2305-4349>

1 Introducción

Por la importancia de nutrir el organismo y mantener una vida saludable los Estados han visto la necesidad de legislar en defensa de la calidad, inocuidad y propiedades nutricionales de los alimentos (Hoyos y D'Agostini, 2017). Con la revolución industrial surge la necesidad de contar con el control de productos y servicios, pero a partir de 1960 en la jurisprudencia europea surge el Derecho Alimentario, que junto con las normas y reglamentos han logrado armonizar la construcción de disposiciones y métodos para mejorar las relaciones comerciales nacionales e internacionales. Estas regulaciones se impusieron para la producción, industrialización y obtención de alimentos inocuos con protección de la salud del consumidor.

Las políticas agropecuarias en el Ecuador se iniciaron con las reformas agrarias (1950-1978) marcadas por las luchas campesinas, que modificaron la estructura de la propiedad y distribución de tierras. La Ley de Fomento y Desarrollo Agropecuario de 1979 impulsó el Desarrollo Rural Integral donde se generaron las primeras políticas para realizar investigación agropecuaria, asistencia técnica, abastecimiento de insumos y regulaciones para productos elaborados y procesados (García, Vivanco y Bermeo, 2019; Madrid, 2019). A partir del año 2000, las políticas se centraron en promocionar a la pequeña y mediana industria, y se estandarizaron protocolos para el empaquetado y etiquetado de alimentos de origen agropecuario. En este período llamado posneoliberal surgieron los conceptos de seguridad y soberanía alimentaria, se impulsaron a los negocios inclusivos de productos tradicionales y no tradicionales con fines de exportación, requiriendo el cumplimiento de regulaciones en todos los eslabones de la cadena productiva (Madrid, 2019). Desde el 2007, las políticas y regulaciones fueron orientadas a garantizar los derechos de los consumidores e impulsar la calidad y competitividad en todos los ejes de la producción.

En el marco de la Constitución del Ecuador del 2008 se generó la política agropecuaria 2015-2025, donde se planteó promover el desarrollo rural sostenible, erradicar el hambre y la malnutrición como prioridades. Al mismo tiempo se generaron otras leyes conexas que fueron definiendo las normativas correspondientes y la institucionalidad necesaria

para la implementación de las regulaciones (Lasso y Clark, 2016).

La producción de leche en el Ecuador es una de las actividades pecuarias más importantes, su producción es en torno a 5,1 millones L/día proveniente de las tres regiones del país Costa, Sierra y Amazonia (INEC, 2018). Una leche de alta calidad es definida como un alimento de sabor agradable, sin olores, de adecuada composición química, libre de agentes patógenos y contaminantes (Pereira, 2014; Sah y col., 2018). Los parámetros para determinar la calidad de la leche previa a la industrialización se evalúan a través de análisis físicos, químicos y microbiológicos. Estos parámetros son regulados en todos los países mediante normativas para los procedimientos de colecta, transporte y análisis con leves variaciones en los límites de cumplimiento y métodos empleados (Dürr, Carvalho y Santos, 2004).

Hasta el año 2008, en el Ecuador el precio del litro de leche no dependía de la composición u otros parámetros, sino que era acordado directamente entre industrias y los productores (MAGAP, 2008). La importancia de conocer la calidad de la leche radica en que a partir de ese conocimiento se pueden tomar decisiones que afectarán a la gestión de la producción industrial con el objetivo de optimizarla. En el marco de la política de calidad el 2013, el Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca del Ecuador (MAGAP) emitió el reglamento de pago por calidad de leche (RPCL) bajo el Acuerdo 394 vigente hasta la fecha, el cual definió el pago por litro en finca, exigiendo el cumplimiento de indicadores de composición, calidad higiénica y sanitaria. Para su ejecución fueron establecidas otras regulaciones conexas y cambios en la institucionalidad estatal.

En este contexto, el objetivo de esta investigación fue determinar el cumplimiento de los requerimientos establecidos en el RPCL en los parámetros de grasa, proteína, sólidos totales, conteo de bacterias totales y conteo de células somáticas durante el periodo 2009-2018, comparando la información disponible por cada región. Además, se plantea analizar las regulaciones y normativas que se emitieron entorno al RPCL para su ejecución e incidencia en los productores, producción y productividad.

2 Materiales y Métodos

2.1 Área de estudio

El territorio continental ecuatoriano se divide en 3 regiones: Costa, Sierra y Amazonía por factores ambientales determinantes como la presencia de la cordillera de los Andes, la vegetación de la Amazonia y las corrientes del Niño y de Humboldt (IGM, 2017). En cada región el clima varía según la altitud, humedad relativa, precipitación y temperatura. Según el Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INEC, 2018) estos factores inciden también en el volumen de producción nacional y reporta el 23%, 72% y 5% para la Costa, Sierra y Amazonia, respectivamente.

2.2 Datos, colecta de muestras y métodos de análisis de los parámetros de calidad

Los datos provienen de la base datos del laboratorio de calidad de leche de la Universidad Politécnica Salesiana (UPS). Fueron un total de 99 271 (n) análisis solicitados entre años 2009 y 2018 por productores asociados en centros de acopio (CA), tinajas comunitarias y fincas particulares con una frecuencia de 1-2 veces/mes. Los datos corresponden a 12 provincias de las 3 regiones del Ecuador. La región Sierra por su importancia en la producción fue dividida en 2, Sierra Norte: Carchi, Imbabura, Pichincha con el 78,9% (n= 81431) y Sierra Centro: Chimborazo y Tungurahua con el 4,7% (n= 4835). La región Costa: El Oro, Esmeraldas, Guayas, Manabí y Santo Domingo de los Tsáchilas con el 9,8% (n= 10066). La región de la Amazonía: Napo con el 6,7% (n= 6872).

La colecta de muestras siguió los procedimientos de referencia definidos (Cassoli y col., 2007; Cassoli, Machado y Coldebella, 2010), para composición y células somáticas se usaron frascos estériles de 40 mL con Bronopol y para CBT se utilizó Azidiol. El transporte de muestras se realizaba a temperatura de refrigeración de 4-7°C. Los valores mínimos exigidos de los parámetros de composición son: grasa, proteína y sólidos totales siendo 3,0%, 2,9%, y 11,2%, respectivamente (INEN, 2012). Dentro de los parámetros microbiológicos, el conteo de bacterias totales (CBT) tuvo un valor máximo aceptable de hasta 300×10^3 UFC/mL (MAGAP, 2013) y el conteo de células somáticas (CCS) un valor

máximo de 400×10^3 células/mL (Cerón-Muñoz, Agudelo y Maldonado-Estrada, 2007).

La grasa, proteína y sólidos totales fueron analizados por espectrofotometría infrarroja transformada de Fourier (FTIR) con el equipo Milkoscan FT 6000 (Foss Analytical Instruments, Dinamarca) y los resultados se expresaron en valores de porcentaje (g/mL) (Takahashi, 2011). Para la CCS se utilizó un contador electrónico, el Fossomatic minor FC (Foss- Analytical, Dinamarca) basado en citometría de imagen, donde una muestra de leche coloreada emite impulsos luminosos que son ampliados por un fotomultiplicador, contabilizados y expresados los resultados en células $\times 10^3$ /mL (Ramos, 2019).

Para determinar la CBT se utilizó el método de citometría de flujo, con el equipo Bactoscan FC 50H (Foss Analytical Instruments, Dinamarca), cuyo principio analítico se basa en inyectar una muestra coloreada a través de una cámara de flujo y el sistema óptico detecta a las partículas teñidas por fluorescencia. Los resultados obtenidos son expresados como UFC/mL y representan la cantidad de bacterias aerobias mesófilas presentes en las muestras (Cassoli y col., 2007; Numthum y col., 2017).

Todos los ensayos fueron sujetos a controles de calidad e intercomparaciones dentro del sistema de gestión de calidad de acuerdo a la Norma ISO-17025, 2017. Los métodos de colecta, de análisis y de los equipos utilizados se mantuvieron invariables durante el periodo de estudio evaluado.

2.3 Análisis estadístico

Se realizó un análisis descriptivo utilizando el programa estadístico Infostat versión 2018, analizando las variables con respecto a los límites permisibles fijados en la normativa ecuatoriana y comparando la información entre las regiones analizadas.

2.4 Revisión de regulaciones

Según información disponible en el MAGAP se analizaron las diferentes regulaciones, instructivos y manuales de procedimientos, entre otra documentación que apoyaron la ejecución del RPCL.

2.5 Análisis de la información de productores, producción y productividad

Los productores de leche requirieron modificaciones en sus prácticas de producción e infraestructura para cumplir con las disposiciones del RPCL. Los pequeños productores (<200 L/día) se agruparon formando CA y tinas comunitarias, varios de ellos mantuvieron convenio con la UPS entre 2009-2018 para el análisis de leche, monitoreo y capacitación en buenas prácticas de ordeño (BPO), y buenas prácticas agropecuarias (BPA). La información sobre producción y productividad fue analizada según los datos del INEC para los mismos años.

3 Resultados y discusión

3.1 Evolución de la calidad composicional

Los parámetros de composición son influenciados por diferentes factores como la alimentación, genética, raza del animal, período de lactancia, época del año, frecuencia y momento del ordeño (Belage y col., 2017). Cuando la leche tiene mayor concentración de sólidos, esencialmente proteína y grasa, se aportan más nutrientes al consumidor y mejora el rendimiento y la calidad de los derivados lácteos (Barbano, Ma y Santos, 2006; Pereira, 2014). Sin embargo, la relación entre sus componentes es estable y la variación puede ser utilizada como indicador de adulteración. El monitoreo permanente de los indicadores químicos o microbiológicos son esenciales para el establecimiento de cualquier programa de control de calidad (Dürr, Carvalho y Santos, 2004; Johnson, 2017; Takahashi, 2011).

3.1.1 Grasa

El contenido de grasa tiende a variar más que otros componentes de la leche. Los principales factores influyentes son la raza, edad, alimentación, estado de lactación, actividad bacteriana en el rumen, mastitis y efectos ambientales (Ramírez-Rivera y col., 2019). Además de la adición de concentrados en la dieta, el tipo, cantidad y tamaño de la partícula de la fibra, también contribuyen con la variación de los porcentajes de grasa en leche.

La grasa está compuesta por un 98% de triglicéridos y 2% de diglicéridos, colesterol, fosfolípidos y ácidos grasos libres. La grasa de la leche bovina

es una de las más complejas pues posee más de 400 ácidos grasos diferentes que forman los triglicéridos de los cuales, en términos generales el 70% son ácidos grasos saturados y 30% ácidos grasos insaturados (García, Montiel y Borderas, 2014; Pereira, 2014; Sah y col., 2018).

El promedio general de contenido de grasa fue $3,80 \pm 0,05\%$, superior al límite permisible en la norma para todos los años analizados (Figura 1a). Los valores más altos se reportaron para la región de la Costa y Amazonia ($3,82 \pm 0,10\%$) donde se mantiene tradicionalmente un ganado de doble propósito (carne y leche) (INEN, 2012; Oñate, 2018). Estos valores se corresponden con los reportados en trabajos similares como el realizado en el estado de Hidalgo, México donde se analizaron 1416 muestras de 3 cuencas lecheras que producían el 3,9% del total nacional para el año 2010, obteniendo el $3,46 \pm 0,26\%$ de grasa butírica clasificando a la leche como tipo A, indicando excelente calidad en este parámetro (Cervantes, Cesín y Mamani, 2013). Guevara-Freire y col. (2019), al trabajar con productores de la Sierra ecuatoriana, reportaron que la alimentación de los hatos basada en gramíneas y leguminosas, así como el uso de concentrados y heno elevaron los porcentajes de grasa. Otro factor influyente fue la raza, principalmente de vacas Holstein y mestizas (criolla x Holstein), que en el sector del estudio, mantuvieron los valores de grasa entre 3,4 a 3,7%.

3.1.2 Proteína

El contenido de proteína en la leche de vaca es importante en la dieta humana ya que aporta entre 30-32 gr/L. Las proteínas solubles son las proteínas del suero como la lactoalbúmina, la lactoglobulina y otras sustancias nitrogenadas no proteicas como la urea que representan el 20% y las proteínas insolubles representadas por la caseína entre el 78-80% (Pereira, 2014). Las caseínas por encontrarse formando un sistema coloidal estable con el calcio, fósforo y magnesio favorecen la digestibilidad y el transporte de estos minerales. Funcionalmente, debido a la alta calidad biológica de péptidos bioactivos, las proteínas de la leche aportan a la salud humana ya que favorece la absorción de otros nutrientes (García, Montiel y Borderas, 2014; Sah y col., 2018).

A nivel de industria el porcentaje de proteína

influye en el rendimiento de los productos procesados, principalmente queso y yogurt, y en Ecuador representan el 41% de los derivados más consumidos (Alvarado, 2017; Oñate, 2018). Varios factores que influyen en el contenido de grasa tienen también influencia en la composición proteica de la leche como es la nutrición, manejo de enfermedades, estado de lactación y edad de la vaca, así como la estación climática (García, Montiel y Borderas, 2014; Johnson, 2017). Los pastizales comunes utilizados en la región Costa y otros introducidos y mejorados en la región Sierra (Requelme y Bonifaz, 2012) permiten que la proteína se mantenga en valores aceptables de 3,01 a 3,25%, como en el 70% de los productores reportados por Valladares (2016).

El promedio general para este parámetro (Figura 1b) fue entre $3,12 \pm 0,10\%$ siendo superior al límite permisible en todas las regiones. Los valores más bajos en la Amazonía ($3,04 \pm 0,09\%$) se deben a los diferentes patrones alimenticios, nivel energético y razas de animales que determinan la composición de la leche en este parámetro (García, Montiel y Borderas, 2014). Otro estudio realizado para evaluar las propiedades fisicoquímicas, microbiológicas y toxicológicas en siete cuencas lecheras de la región de Puno en Perú que producen el 7,5% de la producción del país, encontraron valores de 2,81-3,20%, que podrían variar por el tipo de alimentación provista, presentando mayores porcentajes por uso de concentrados proteicos derivados de harina de pescado, soya, alfalfa y maíz versus la alimentación por pastoreo (Brousett-Minaya y col., 2015).

En países donde un gran porcentaje de leche se destina a la elaboración de yogurt, quesos y leche en polvo, es importante que el sistema de pago contemple el contenido de proteína, como se reporta en España y Costa Rica (Dürr, Carvalho y Santos, 2004; Martínez y Gomez, 2013).

3.1.3 Sólidos totales

En productos alimenticios donde el agua es el componente dominante (83-84%), se valoran los niveles de extracto de sólidos totales (EST) que corresponden a la suma de grasa, proteína total y verdadera, lactosa y minerales (Ramírez-Rivera y col., 2019).

En el mercado internacional el contenido de EST es uno de los referentes más importantes de calidad láctea, por representar menores costos de deshidratación y mayor conversión del producto terminado para la industria (Barbano, Ma y Santos, 2006). Los sistemas de producción, a más de incrementar la productividad, deben tener como objeto obtener leche con mayor cantidad de sólidos totales. Los criterios para maximizar el contenido de EST deben basarse en un adecuado y eficiente balance de nutrientes en las raciones alimenticias, maximización del consumo de alimentos, monitoreo periódico de la dieta y correcciones periódicas por cambios cuantitativos y cualitativos de los recursos utilizados. Para algunos autores el aumento en la producción de leche se refleja en la dilución de los sólidos totales, como grasas, proteínas y sólidos no grasos (Ramírez-Rivera y col., 2019).

En todas las regiones los valores de EST fueron $12,36 \pm 0,16\%$ superiores al límite permisible y correspondiente a una leche de buena calidad (Figura 1c). En la región Sierra Centro resaltan los menores promedios ($12,27 \pm 0,22\%$), versus la Región Sierra Norte, esto se explica porque las provincias del norte iniciaron programas de capacitación técnica impulsados por el Estado y entidades privadas (Vinueza, 2015).

Estos valores son similares con los presentados en el departamento de Sucre-Colombia trabajando con 12 municipios, donde se evaluó la calidad composicional e higiénica de la leche en épocas de verano e invierno, obteniendo valores promedio de 12,79 y 13,11% respectivamente e indicando una leche de alta calidad. Esta tendencia puede explicarse por la predominante presencia de razas cebuínas con cruces entre *Bos taurus* y *Bos Indicus* que, al tener un menor volumen de producción láctea, concentran más los sólidos presentes (Martínez y Gomez, 2013). En Ecuador también se reporta ganado cebuino principalmente en la Costa, pero también se presentan cruces de animales criollos con razas Brahman, Charolaise y Holstein. En la Sierra, la mayor parte del ganado se ha mejorado con cruzamientos de Holstein, Brown Swiss y Jersey (Requelme y Bonifaz, 2012).

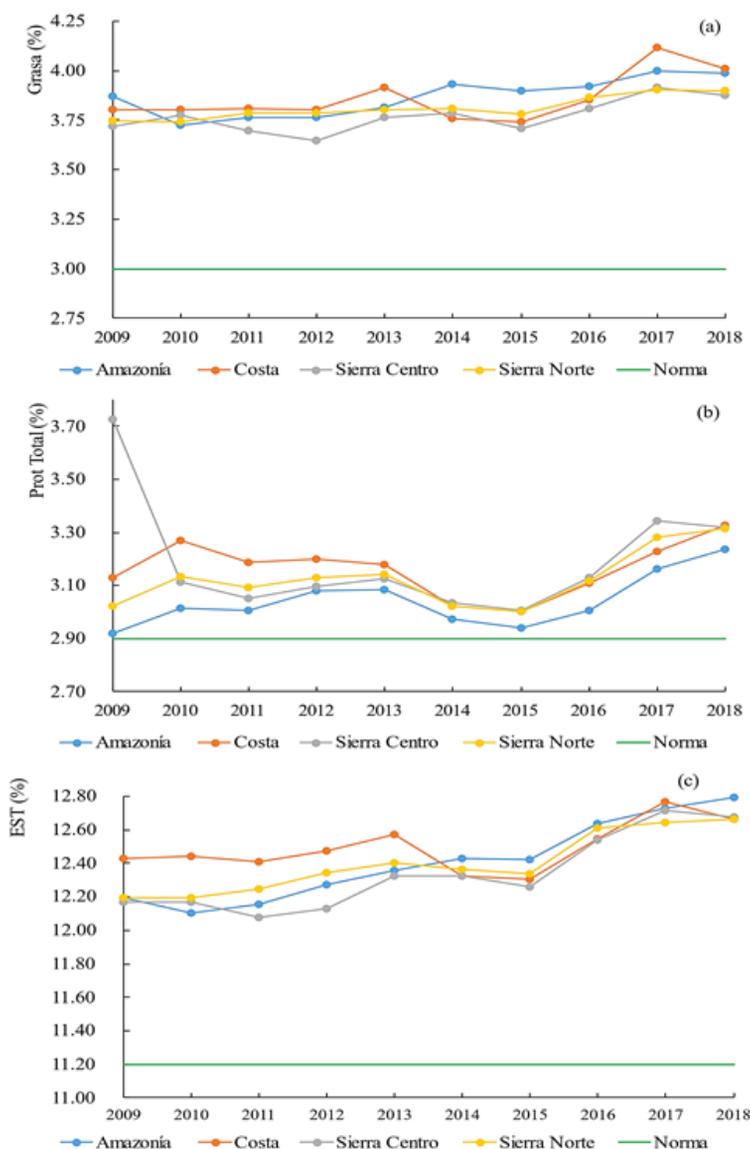


Figura 1. Parámetros de composición de la leche en porcentajes durante el periodo de estudio: (a) grasa (b) proteína (c) sólidos totales.

3.2 Evolución de la calidad sanitaria e higiénica

3.2.1 Contaje de células somáticas

Las células somáticas (leucocitos, predominantemente neutrófilos y células epiteliales) son un indicador de la salud de la glándula mamaria y por tanto de la calidad de la leche. Un aumento de células somáticas puede ser indicador de procesos inflamatorios por respuesta de la fagocitosis. Los

factores que elevan el CCS pueden ser los períodos de posparto, el número de lactaciones, agentes físicos o químicos irritantes en las ubres, entre otros, por tanto la detección temprana del incremento de estos valores es clave para el control (Carlóni y col., 2016; Gonçalves y col., 2018).

Los valores de CCS en casos de ausencia de infección mamaria oscilan entre $200 - 300 \times 10^3$ células/mL, mientras que los recuentos $> 800 \times 10^3$

células/mL suelen estar asociados a procesos inflamatorios persistentes. Aunque el CCS no se encuentra incluido en el actual RPCL del Ecuador, para este estudio se tomará como límite 400×10^3 células/mL, valor estandarizado en varios países del mundo especialmente en la Unión Europea y Brasil asociado con hatos que poseen BPA (Cerón-Muñoz, Agudelo y Maldonado-Estrada, 2007; MAPA, 2011).

Los resultados de este estudio (Figura 2a) destacan un período común de descenso del CCS en todas las regiones partiendo de un valor promedio de $460 \times 10^3 \pm 118$ a $447 \times 10^3 \pm 32$ células/mL para el 2009 y 2018, respectivamente. En el año 2018 las regiones Sierra Norte, Sierra Central y Amazonía presentaron valores $< 400 \times 10^3$ células/mL y la región de la Costa presentó un valor mayor a 500×10^3 células/mL.

En una investigación realizada en 7 provincias del Ecuador el 90% de los productores manifestaron conocer la importancia de realizar la limpieza de ubres previo el ordeño y el secado pero solo el 65% de los encuestados aplicaban una prueba de rutina para control de mastitis (Bonifaz y Requelme, 2011; Guevara-Freire y col., 2019). Por lo anteriormente señalado, era necesario definir las condiciones de manejo, producción y nutrición del ganado para el cumplimiento del RPCL en el Ecuador.

3.2.2 Contaje de bacterias totales

Desde el punto de vista bacteriológico, una buena calidad de leche es esencial para obtener productos de buena calidad, siendo el CBT es el parámetro más frecuentemente utilizado como referente (Martinez y Gomez, 2013). En Ecuador, como en otros países de Latinoamérica, hasta el 2008 eran solo utilizadas las pruebas de acidez titulable y reductasa (azul de metileno) para la determinación indirecta de la carga bacteriana. Por esta razón, fue necesario incorporar sistemas más sensibles y rápidos con tecnologías modernas para determinar este parámetro dentro del RPCL.

Las exigencias internacionales son cada vez mayores, para los CBT en Europa y USA se acepta un valor máximo de 100×10^3 UFC/mL y 300×10^3 UFC/mL, respectivamente. El RPCL para el 2008

definió un límite de 600×10^3 UFC/mL, lo cual seguramente influyó en los productores en la disminución de los promedios, de aproximadamente 1 millón UFC/mL a 800×10^3 UFC/mL para el 2011 y 2012. La Sierra Centro se mantiene con valores promedios de 1,5 millones UFC/mL hasta el 2013, calificando a la leche de mala calidad; pero a partir del año 2014 los promedios descienden y desde el 2015 son de $< 400 \times 10^3$ UFC/mL. Aunque para los años 2016 y 2017 los CBT suben en el promedio general ($> 500 \times 10^3$ UFC/mL) para el 2018 descienden nuevamente a 200×10^3 UFC/mL calificando a la leche como de buena calidad. Es importante reiterar que estos datos corresponden a productores formales (98,6%) que mantienen compromisos contractuales continuos con las industrias (Figura 2b).

Estos resultados son similares a los reportados al analizar 10704 muestras de leche colectadas entre 1993 y 2009 en tambos de la zona noroeste de Santa Fe y sur de Santiago del Estero en Argentina y mostrando promedios de CBT $< 100 \times 10^3$ UFC/mL observando una significativa mejora por los procesos de capacitación y gestión de productores incluidos en el programa de mejoramiento integral de calidad de leche, entre productores, empresarios y el Estado (Revelli, Sbodio y Tercero, 2011).

3.3 Regulaciones públicas entorno al RPCL

Cuando se establece un sistema de pago por calidad es importante contar con un diagnóstico previo y definir un plan por etapas (Dürr, Carvalho y Santos, 2004). Sin embargo, en Ecuador el primer RPCL emitido por el Decreto ejecutivo 1042 (MAGAP, 2008), se definió basándose en estándares internacionales adaptados. La iniciativa de regular la comercialización de la producción de la leche con exigencia de la calidad fue una estrategia para lograr su establecimiento. En este decreto, el precio del litro de leche se incrementó y se fijó en 0,35 USD si cumplía los límites descritos en la norma INEN 009 para los requisitos físico-químicos y microbiológicos de leche cruda. Además, también se incorporaron los criterios de bonificación por cumplimiento de los requisitos sanitarios del ganado (vacunación y BPO).

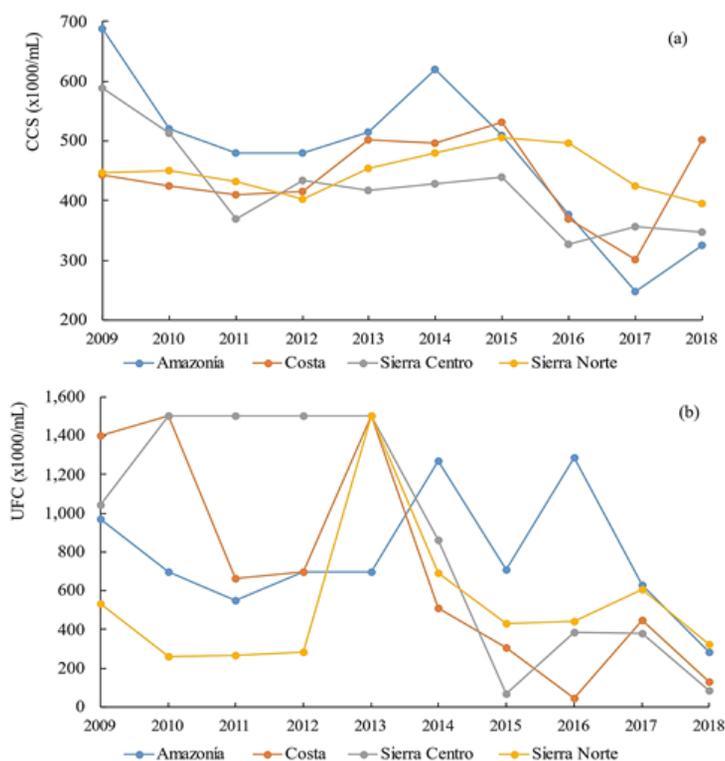


Figura 2. Parámetros microbiológicos de la leche durante el periodo de estudio: (a) Contaje de células somáticas (células $\times 10^3$ células/mL); (b) Contaje de bacterias totales ($\times 10^3$ UFC/mL).

Para el año 2010 (Tabla 1), se realiza una modificación al acuerdo ministerial 394 (MAGAP, 2010), donde se indexa el precio de litro de leche en finca al 52,4% del PVP de la leche UHT, impuesto en el mercado debido a la extensión de su larga vida en percha por ultrapasteurización. Para el año 2013, el actual RPCL (MAGAP, 2013), fijó el precio base del litro de leche (0,42 USD) y aplicó la bonificación de calidad sanitaria y BPA.

La implementación del RPCL fue acompañada por la reorganización de instituciones estatales y sus funciones, así, la Agencia Ecuatoriana de Aseguramiento de la Calidad del Agro (AGROCALIDAD) conjuntamente con el MAGAP, se encargó del sistema de seguimiento y evaluación de las cadenas de producción agropecuaria (Agrocalidad, 2017). Al ser el manejo nutricional del ganado y la sanidad de las ubres factores influyentes en los indicadores de calidad, se estableció la Guía de BPP

y los procedimientos de la vigilancia sanitaria. Estas resoluciones fueron difundidas entre el 2010-2013 en procesos de capacitación como las Escuelas de la Revolución Agraria (ERA's) y otros procesos impulsados por entidades privadas como universidades y distribuidores de insumos agropecuarios (Derks y col., 2014; FAO, 2011; Vinueza, 2015).

Otro aporte también importante para establecer el RPCL fue la certificación de laboratorios para la verificación de los parámetros de calidad, que hasta el año 2008 eran ejecutados por las mismas industrias (Alvarado, 2017; MAGAP, 2008). El disponer de laboratorios especializados para estos servicios tiene varias ventajas porque centraliza la inversión en el personal, la infraestructura y la tecnología, y se optimiza el uso de equipos con capacidad de realizar un alto número muestras (Dürr, Carvalho y Santos, 2004).

Tabla 1. Principales resoluciones que apoyaron el establecimiento del RPCL en el Ecuador.

Año de emisión	Descripción	Referente a:
23/04/2008	Acuerdo N°077-MAG. Decreto Ejecutivo 1042	Reglamento para normar el pago por calidad de leche y sanidad animal
21/04/2010	Acuerdo Ministerial MAGAP N° 136	Precio mínimo de sustentación del litro de leche al productor indexado en el 52,4% al precio de venta al público (PVP) de leche fluida UHT en funda.
04/09/2013	Acuerdo Ministerial MAGAP N° 394	Regular y controlar el precio del litro de leche cruda pagado en finca y/o centro de acopio y promover la calidad e inocuidad de la leche cruda.
30/06/2015	Resolución N° 16. Modifica resolución N° DAJ-2013461-0201.0213	Especificaciones técnicas para los centros de acopio y transporte de leche.
29/02/2016	Resolución N° 19. Modifica la resolución N° 217	Guía de buenas prácticas pecuarias de producción de leche. Se exige un plan anual de manejo sanitario.
15/04/2016	Resolución N° 71	Instructivo para el registro y control de laboratorios de análisis de leche cruda.
15/08/2016	Resolución N° 154. Modifica la resolución N° DAJ-2013461-0201.0213	Manual de procedimientos para la vigilancia y control de la inocuidad de leche.
30/01/2017	Resolución N° 276	Guía de buenas prácticas pecuarias en ganadería de leche para pequeños productores. Establece sistemas de seguimiento y evaluación en la cadena de producción agropecuaria de leche.
30/08/2017	Resolución N° 95. Modifica resolución N° DAJ-2013461-0201.0213	Manual de procedimientos para la vigilancia y control de la inocuidad de leche.

3.4 Impacto en los productores, producción y productividad

A partir del año 2001, la formación de CA de leche comunitarios fue un importante acontecimiento en Ecuador que marcó el inicio de la comercialización de leche con refrigeración por parte de los pequeños productores y la decadencia de la recolección de leche y venta por parte de intermediarios informales (Oñate, 2018). Entidades públicas y privadas canalizaron ofertas de crédito y programas de asistencia técnica, inversión en infraestructura para compra de equipos para enfriamiento, adquisición de fertilizantes, implementos de ordeño, vacunas, entre otros (Valladares, 2016). Desde el 2013 se han ejecutado varios programas y proyectos para apoyar a los CA, reducir los costos de producción y promover una producción más limpia (Valladares, 2016).

La producción de leche en Ecuador para el año 2009 fue 6 249 785,0 L/día (INEC, 2019). En los años siguientes se presentaron incrementos y bajas, y en especial, desde el año 2013 hasta el 2018 se observó una tendencia negativa (Figura 3a). Sin embargo, la productividad tuvo un incremento a nivel nacional (6,12 a 7,03 L/vaca/día), siendo la región Sierra la de mayor incremento con 7,2 a 8,3 L/vaca/día (Figura 3b). Se puede asumir que la

producción decreció debido a dificultades de los pequeños productores para implementar y cumplir las disposiciones del RPCL. Para el año 2017, el número de miembros en los CA disminuyó (36%) con respecto a los registrados para el 2008 y esto puede explicarse porque algunos productores abandonaron los CA y otros volvieron a entregar la leche a un intermediario para evitar directamente la relación con el CA y las exigencias de calidad (Alvarado, 2017).

Cabe mencionar que el 18% de los productores eran personas >61 años de edad, lo que se traduce en un escenario negativo para la adopción de “nuevos” procedimientos como el uso de desinfectantes para el pre y post ordeño, el uso de papel industrial para limpiar las ubres, entre los principales (Nuñez, 2017; Oñate, 2018; Valladares, 2016).

Para mejorar la productividad en el periodo de estudio existieron fuertes inversiones en la instalación de sistemas de riego comunitarios, mejorando el uso eficiente del agua a nivel de parcela e incrementando la materia seca en la alimentación del ganado (Cachipiendo y col., 2017), así como el uso de semillas mejoradas de forrajes adaptadas a tecnologías locales y mejoramiento genético del ganado (Requelme y Bonifaz, 2012).

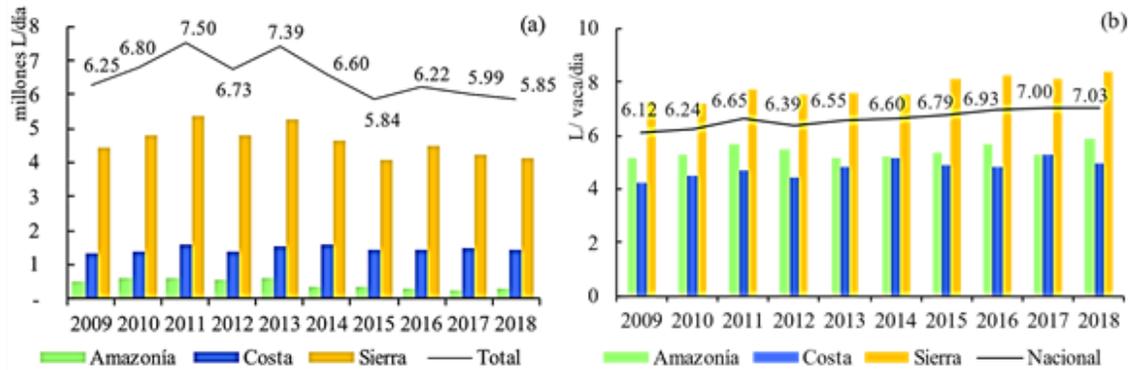


Figura 3. Producción y productividad de la leche por regiones del Ecuador: (a) producción en millones de L / día y (b) productividad L x vaca x día (INEC, 2019).

4 Conclusiones

El establecimiento del RPCL y las políticas aplicadas durante el periodo 2009-2018 tuvieron un efecto positivo sobre los parámetros de calidad, mismos que cumplen los límites establecidos, no así en la producción que tiene tendencia a la baja.

Los parámetros de composición grasa, proteína y sólidos totales se han mantenido dentro de los límites permisibles y se verifica una tendencia a la mejora a lo largo de los años. Los parámetros sanitarios e higiénicos (CCS y CBT) también muestran mejora en el tiempo, siendo el CCS el que aún no entra dentro de los límites máximos permisibles, dado que implica un abordaje multifactorial de acciones para su mejora; por lo tanto, es necesario concentrar esfuerzos en la sanidad y aplicación de BPO en las ganaderías de leche.

El establecimiento de los sistemas de pago por calidad de leche debe estar acompañado por programas de capacitación y gestión entre productores, industrias y el Estado.

Agradecimiento

Los autores agradecen a las empresas lácteas, en particular a Ecuajugos S.A., industrias lácteas, centros de acopio de leche y productores por permitir utilizar la información de la base de datos de la UPS para la publicación de este artículo.

Referencias

- Agrocalidad (2017). *Programa de certificación, seguimiento y recertificación de unidades de producción en Buenas Prácticas Agropecuarias a nivel nacional*. Coordinación General de Inocuidad de Alimentos Dirección de Inocuidad de Alimentos.
- Alvarado, R. (2017). *Estudio de mercado "Sector de la leche en el Ecuador"*. Superintendencia de control del poder de Mercado. Ecuador.
- Barbano, D., Y. Ma y M. Veiga dos Santos (2006). «Influence of raw milk quality on fluid milk shelf life». En: *Journal of dairy science* 89, E15-E19. Online: <https://bit.ly/2LZbYvN>.
- Belage, E. y col. (2017). «The Canadian National Dairy Study 2015—Adoption of milking practices in Canadian dairy herds». En: *Journal of dairy science* 100.5, 3839-3849. Online: <https://bit.ly/3s2IJHR>.
- Bonifaz, N. y N. Requelme (2011). «Buenas prácticas de Ordeño y la Calidad higiénica de la leche.» En: *La Granja* 14.2, 45-57. Online: <http://bit.ly/3dCB3bn>.
- Brousett-Minaya, M. y col. (2015). «Physicochemical, microbiological and toxicological quality of raw milk in cattle basins of the region Puno-Perú». En: *Scientia Agropecuaria* 6.3, 165-176. Online: <https://bit.ly/3u7L1Ya>.
- Cachipundo, C. y col. (2017). «Uso comunitario del agua y del suelo para la producción sustentable de pasturas». En: *La Granja* 26.2, 106-118. Online: <https://bit.ly/2NfmLCM>.
- Carlioni, E. y col. (2016). «Effect of farm characteristics and practices on hygienic quality of ovine raw milk used for artisan cheese production

- in central Italy». En: *Animal Science Journal* 87.4, 591-599. Online: <https://bit.ly/3ayX60U>.
- Cassoli, L., P. Machado y A. Coldebella (2010). «Métodos de conservação de amostras de leite para determinação da contagem bacteriana total por citometria de fluxo». En: *Revista Brasileira de Zootecnia* 39.2, 434-439. Online: <https://bit.ly/3k4mtuE>.
- Cassoli, L. y col. (2007). «Correlation study between standard plate count and flow cytometry for determination of raw milk total bacterial count». En: *International Journal of Dairy Technology* 60.1, 44-48. Online: <https://bit.ly/2NagWXn>.
- Cerón-Muñoz, M., E. Agudelo y J. Maldonado-Estrada (2007). «Relationship between individual and bulk tank somatic cell counts with CMT test in two dairy herds in Antioquia (Colombia)». En: *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias* 20.4, 472-483. Online: <https://bit.ly/3qtNwBP>.
- Cervantes, F., A. Cesín e I. Mamani (2013). «La calidad estándar de la leche en el estado de Hidalgo, México». En: *Revista mexicana de ciencias pecuarias* 4.1, 75-86. Online: <https://bit.ly/2ZrA3Pb>.
- Derks, M. y col. (2014). «Associations between farmer participation in veterinary herd health management programs and farm performance». En: *Journal of Dairy Science* 97.3, 1336-1347. Online: <https://bit.ly/3au8x9Y>.
- Dürr, J., M. Carvalho y M. Santos (2004). *O compromisso com a qualidade do leite no Brasil*. UPF.
- FAO (2011). *Buenas prácticas de ordeño*. 1.ª ed.
- García, C., R. Montiel y T. Borderas (2014). «Grasa y proteína de la leche de vaca: componentes, síntesis y modificación». En: *Archivos de zootecnia* 63, 85-105. Online: <https://bit.ly/37svHeQ>.
- García, D., N. Vivanco y J. Bermeo (2019). «Evaluación económica del sector agropecuario e industrial en Ecuador 1980-2015». En: *ECA Sinergia* 10.2, 116-128. Online: <https://bit.ly/3uehrQE>.
- Gonçalves, J. y col. (2018). «Bovine subclinical mastitis reduces milk yield and economic return». En: *Livestock Science* 210, 25-32. Online: <https://bit.ly/3beUzrE>.
- Guevara-Freire, D. y col. (2019). «Calidad de leche acopiada de pequeñas ganaderías de Cotopaxi, Ecuador». En: *Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú* 30.1, 247-255. Online: <https://bit.ly/3dsRhno>.
- Hoyos, C. y A. D'Agostini (2017). «Segurança alimentar e soberania alimentar: convergências e divergências». En: *Revista NERA* 35, 174-198. Online: <https://bit.ly/3rZm8fo>.
- IGM (2017). *Atlas Rural del Ecuador*. Ed. por Instituto Geográfico Militar. Primera. Quito: Journal of Chemical Information y Modeling.
- INEN (2012). *Norma técnica ecuatoriana. Leche cruda. Requisitos*. NTE INEN. Instituto Ecuatoriano de Normalización.
- Johnson, M. (2017). «A 100-Year Review: Cheese production and quality». En: *Journal of Dairy Science* 100.12, 9952-9965. Online: <https://bit.ly/3qyOugh>.
- Lasso, G. y P. Clark (2016). «Soberanía alimentaria, modernización y neodesarrollismo: las contradicciones de la política agraria en el Ecuador de la Revolución Ciudadana». En: *La Revolución Ciudadana En Escala de Grises Avances, Continuidades y Dilemas*, 260-291. Online: <https://bit.ly/2M84A1o>.
- MAGAP (2008). *Decreto Ejecutivo No 1042. Reglamento para normar el pago por calidad de la leche y sanidad animal. Acuerdo ministerial 077*.
- (2010). *Acuerdo ministerial 136*.
- (2013). *Acuerdo ministerial 394. Regular y controlar el precio del litro de leche cruda pagado en finca y/o centro de acopio al productor y promover la calidad e inocuidad de la leche cruda*.
- MAPA (2011). *Instrução normativa 51: parâmetros e exigências do mercado*. Inf. téc. Ministerio de Agricultura e Pecuaria- Brasil.
- Madrid, T. (2019). «La política agraria en Ecuador (1965-2015)». En: *Rev. Econ.* 70, 89-120. Online: <http://bit.ly/37BVy4k>.
- Martínez, M. y C. Gomez (2013). «Calidad composicional e higiénica de la leche cruda recibida en industrias lácteas de Sucre, Colombia». En: *Biotecnología en el sector Agropecuario y agroindustrial* 11.2, 93-100. Online: <https://bit.ly/2M85Z8a>.
- Numthum, S. y col. (2017). «Method development for the analysis of total bacterial count in raw milk using near-infrared spectroscopy». En: *Journal of Food Safety* 37.3, 1-7. Online: .
- Núñez, E. (2017). «Caracterización de la asociación de pequeños productores de leche y su aporte al desarrollo local: caso Gualea, parroquia rural del distrito metropolitano de Quito». Tesis. Quito: Universidad Central del Ecuador.
- Oñate, J. (2018). «Cadena agroalimentaria de la leche vacuna en Ecuador y sus potencialidades exportadoras. Periodo 2008-2015». Tesis. Quito: Pontificia Universidad Católica del Ecuador.

- Pereira, P. (2014). «Milk nutritional composition and its role in human health». En: *Nutrition* 30.6, 619-627. Online: <https://bit.ly/3s4LJDC>.
- Ramírez-Rivera, E. y col. (2019). «Tropical milk production systems and milk quality: a review». En: *Tropical Animal Health and Production* 51.6, 1295-1305. Online: <https://bit.ly/2Nlildt>.
- Ramos, A. (2019). «Contagem de células somáticas em leite de búfalas usando um classificador.» Tesis de mtría. Universidad Federal da Bahia.
- Requelme, N. y N. Bonifaz (2012). «Caracterización de sistemas de producción lechera de Ecuador». En: *La Granja* 15.1, 55-69. Online: <https://bit.ly/3avqJjx>.
- Revelli, G., O. Sbodio y E. Tercero (2011). «Estudio y evolución de la calidad de leche cruda en tambos de la zona noroeste de Santa Fe y sur de Santiago del Estero, Argentina (1993-2009)». En: *Revista de Investigaciones Agropecuarias* 37.2, 128-139. Online: <https://bit.ly/3k0OgMi>.
- Sah, B.N.P. y col. (2018). «Antioxidative and antibacterial peptides derived from bovine milk proteins». En: *Crit Rev Food Sci Nutr*. 58.5, 726-740. Online: <http://bit.ly/2ZfV08X>.
- Takahashi, F. (2011). «Aplicação do controle estatístico de processo (CEP) como ferramenta para a melhoria da qualidade do leite». Tesis de mtría. Universidade de São Paulo.
- Valladares, S. (2016). «Determinación del impacto de la política de precios por calidad del litro de leche en los centros de acopio del norte del cantón Cayambe Periodo 2008-2014». Tesis de Maestría. Universidad de las Fuerzas Armadas del Ecuador.
- Vinueza, G. (2015). «Evaluación de las escuela de la revolución agraria (Eras's) en el fomento de la agricultura sostenible en la provincia de Imbabura». Tesis de maestría : Agricultura Sostenible. Universidad de las Fuerzas Armadas del Ecuador.



PATOLOGÍAS POSPARTO Y ORIGEN DE VACAS INFÉRTILES EN GANADO LECHERO EN EL ALTIPLANO MEXICANO

POSTPARTUM PATHOLOGIES AND ORIGIN OF INFERTILE COWS IN DAIRY CATTLE IN THE MEXICAN HIGHLANDS

Miguel A. Lammoglia-Villagómez¹ , Javier C. Huerta-Peña*¹  y Pablo R.
Marini² 

¹Universidad Veracruzana, Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Poza Rica-Tuxpan.

²Centro Latinoamericano de Estudios de Problemáticas Lecheras (CLEPL). Facultad de Ciencias Veterinarias-Universidad Nacional de Rosario, Provincia de Santa Fe, Argentina.

*Autor para correspondencia: jhuerta@uv.mx

Manuscrito recibido el 30 de noviembre de 2020. Aceptado, tras revisión, el 8 de febrero 2021. Publicado el 1 de marzo de 2021.

Resumen

La infertilidad en vacas lecheras estabuladas es un problema creciente y una de las principales causas de desecho. El objetivo fue determinar el origen de infertilidad en vacas lecheras estabuladas del altiplano mexicano con patologías posparto. Se estudiaron 1,110 vacas Holstein estabuladas y divididas por número de parto: primero (n=389); segundo, (n=296) y tres o más (n=425). El análisis estadístico se realizó haciendo una comparación de medias (modelo ANOVA) y factores de riesgo (Odds Ratio). El 80.5% de las vacas permanecieron sanas después del parto, 15.6% resultaron infértiles y el 3.9% no presentó cambios. La prevalencia de patologías fue del 19.5% encontrando que el grupo de vacas con patologías reproductivas tuvieron mayor porcentaje ($p < 0,05$) de infertilidad (25,0%). Se incrementó el problema de infertilidad con el número de partos, siendo el grupo de vacas de tres o más partos y con patologías reproductivas las de mayor porcentaje de vacas infértiles comparadas con las de segundo y primer parto (39,0%, 30,0% y 14,0%; $p < 0,05$, respectivamente). Se identificaron como factores de riesgo vacas de segundo parto (OR: 2,24 IC95%: 1,06-4,95) y aquellas con más de tres partos que presentaron patologías reproductivas (OR: 1,95 IC95%: 1,03-3,71). En conclusión, las vacas que presentaron patologías reproductivas tuvieron el mayor porcentaje de infertilidad, el cual incrementó hasta cuatro veces el riesgo de quedar vacías, especialmente si presentaban más de dos partos. No se pudo explicar por completo el porcentaje de vacas infértiles con las patologías posparto, quedando un 15.6% de vacas infértiles con diferente origen.

Palabras clave: Infertilidad, problemas metabólicos, vacas lecheras, vacas estabuladas, altiplano.

Abstract

Infertility in dairy cows under intensive productive systems is a growing problem and is one of the main causes of culling. The objective was to determine the origin of infertility in dairy cows under intensive productive systems from the Mexican highlands with postpartum pathologies. In this experiment 1,110 housed Holstein cows were studied. Cows were divided by calving number: First (n=389); Second (n=296) and three or more (n=425). Statistical analysis: comparison of means (Anova model) and univariate analysis. High percentage of the cows remained healthy after calving (80.5%); however, 15.6% of these cows were infertile. The prevalence of pathologies was 19.5%, and 26.3% of these cows were infertile. Cows with reproductive pathologies had a higher percentage ($p < 0.05$) of infertile cows (25.0%). The infertility increased with the number of calvings, cows with three or more calvings and with reproductive pathologies had the highest percentage of infertile cows compared with those of second and first calving (39.0%, 30.0% and 14.0%, respectively). Second calving cows (OR: 2.24 95% CI: 1.06-4.95) and cows of three or more calvings and that presented reproductive pathologies (OR: 1.95 95% CI: 1.03-3.71) were identified as risk factors. In conclusion, cows that presented reproductive pathologies had the highest percentage of infertile cows and the risk of remaining infertile increased up to 4 times, especially if they presented more than 2 calvings. The percentage of infertile cows with postpartum pathologies could not be fully explained, leaving 15.6% of infertile cows with different origins.

Keywords: Infertility, metabolic problems, dairy cows, housed cows, highlands.

Forma sugerida de citar: Lammoglia-Villagómez, M.A., Huerta-Peña, J.C. y Marini, P.R. (2021). Patologías Posparto y Origen de Vacas Infértiles en Ganado Lechero en el Altiplano Mexicano. *La Granja: Revista de Ciencias de la Vida*. Vol. 33(1):44-52. <http://doi.org/10.17163/lgr.n33.2021.04>.

IDs Orcid:

Miguel A. Lammoglia-Villagómez: <http://orcid.org/0000-0002-2958-0518>
Javier C. Huerta-Peña: <http://orcid.org/0000-0001-5007-1032>
Pablo R. Marini: <http://orcid.org/0000-0002-2958-0518>

1 Introducción

Los altos rendimientos de producción de leche en los últimos 70 años en ganado lechero especializado han sido el resultado de una intensa selección genética (Oltenacu y Algers, 2005; Miglior y col., 2017) y últimamente con ayuda de la evaluación genómica de los toros jóvenes. Sin embargo, hoy en día, la selección genética ha tenido su precio ya que las vacas altamente productoras han disminuido drásticamente su fertilidad (Diskin, Murphy y Sreenan, 2006; Sheldon y col., 2009a; Sheldon y col., 2009b); así también, se han incrementado los problemas de salud durante las primeras semanas posparto (LeBlanc, 2010). No obstante, a pesar de los progresos en el cuidado en la ganadería lechera en la etapa de conversión existen todavía problemas de salud (Esposito y col., 2014). LeBlanc (2010) reportó una gran prevalencia de padecimientos posparto concluyendo que una de cada dos vacas lecheras presentaba alguna patología, por lo que el aumento de enfermedades tendrá repercusiones negativas en la reproducción (Barker y col., 1998; Lammoglia y col., 2015; Sheldon, 2020). Las vacas que presentan alguna patología posparto, ya sea de índole metabólico (cetosis, hipocalcemia, desplazamiento de abomaso, etc.), o inmunológico (retención de placenta, metritis, mastitis, etc) tuvieron una menor producción, así como una menor tasa de fertilidad y se incrementó el riesgo de ser descartadas del hato (Walsh y col., 2007; Dubuc y col., 2012; Hudson y col., 2012; Vieira-Neto y col., 2014; Denis-Robichaud y Dubuc, 2015; Vallejo-Timarán y col., 2017).

Se ha identificado que las consecuencias de las patologías reproductivas en el posparto también son a mediano plazo, ya que afectan la fertilidad en los primeros servicios e incrementan el periodo abierto y el descanso entre partos; estos aspectos resultan altamente costosos para cualquier sistema de producción, principalmente en la ganadería intensiva. Sheldon (2020) encontraron que parte de la infertilidad se originaba durante la infección del útero, ya que las bacterias, toxinas y lipopolisacáridos podían llegar al ovario, utilizando como transporte la circulación del sistema pedículo vascular útero-ovárico. Una vez en el ovario desencadenan un proceso inflamatorio que puede durar semanas o incluso meses, ocasionando ooforitis (daño al cuerpo lúteo) al ovocito y en general disfunción ovárica. El objetivo de la investigación fue determinar el origen

de infertilidad en vacas lecheras estabuladas del altiplano mexicano con patologías posparto.

2 Materiales y Métodos

El estudio se llevó a cabo en una finca pecuaria de ganado lechero especializado. Se encuentra ubicada en el altiplano mexicano, en el estado de Hidalgo, México (24°N 103°O, 24°N 103°O) a una altitud de 1980 msnm, con un clima semi seco templado, con temperatura media de 14,5 °C, temperatura (máxima de 24,4 °C y temperatura mínima de 5,3 °C), humedad relativa media de 65,6%, (humedad relativa máxima de 93,5% y humedad relativa mínima de 30,4%).

2.1 Preparación de Catalizadores

La unidad de producción pecuaria cuenta con 1 058 vacas Holstein en ordeño y un promedio en línea de $36,5 \pm 1,5$ L/vaca/día. Las vacas se encuentran estabuladas y son ordeñadas tres veces al día y ocurre un promedio de 110 ± 15 partos por mes.

El manejo que se llevó a cabo con las vacas fue de la siguiente manera: las vacas después del parto se ordeñaron tres veces al día y se mantuvieron 21 días en un corral de recién paridas bajo condiciones de alto nivel de confort (naves frescas, echaderos individuales y amplios (± 7 m²), arena limpia y abundante, agua fresca a libre acceso, área de ejercicio con piso de tierra (± 8 m²), y una baja población de vacas por corral (± 25)) en una etapa de transición que consistió en la misma ración integral preparto (Alfalfa 87%, maíz 88%, silo avena 44%), sin sales aniónicas, y posteriormente fueron integradas a los corrales de reto de alta producción.

Durante 10 días consecutivos posteriores al parto se les tomó diariamente la temperatura rectal y se llevaron registros como indicador de un estado de salud idóneo. Las vacas se agruparon de acuerdo a los padecimientos que presentaron del día 0 a los 45 días posparto. Los diagnósticos y tratamientos de cada padecimiento fueron realizados por un clínico especialista en bovinos lecheros.

Se obtuvo la información de 1 110 vacas del programa Dairy-Com 305[®] software administrativo para establos lechero, quedando distribuidas en vacas

de uno, dos y tres o más partos; asimismo, se clasificaron como sanas, con problemas reproductivos, alimentarios, metabólicos, locomotores y sanitarios (Tabla 1).

Tabla 1. Categorización de la información de animales por número de parto y estado de salud.

Categorías	Primer Parto	Segundo Parto	Tres o Más Partos	Total De Vacas
Sanas	309	254	330	893
Reproductivo	64	20	44	128
Alimentario	4	5	8	17
Metabólico	3	1	10	14
Locomotor	3	6	10	19
Sanitario	6	10	23	39
Total	389	296	425	1110

Debido al bajo número de animales en las diferentes categorías, excepto problemas reproductivos, se unieron en una categoría denominada “otros” para que el análisis estadístico tuviera un mayor número de vacas dentro de esta variable; sin embargo, algunas características como condición corporal, condición de la salud post-parto o nivel de producción láctea no fueron evaluadas durante la investigación debido a que no era de interés en esta investigación.

El análisis estadístico consistió en la comparación de medias utilizando ANOVA con la prueba de Tukey y análisis multivariado utilizando el software Statistica versión 10[®]. La determinación de riesgo se calculó con Odds Ratio (OR) con el programa Win Episcopo Ver. 2.0[®] (Thrusfield y col., 2001) donde se consideró la interpretación de las características de riesgo de acuerdo al número de partos, así como de las categorías con intervalos de confianza del 95 % (IC95 %).

3 Resultados y Discusión

3.1 Resultados

De un total de 1 110 vacas se encontró una prevalencia del 19,5% con problemas de salud después del parto. Las hembras con presencia de patologías después del parto son las de porcentajes de fertilidad más bajos ($p < 0,05$) que las vacas que no enfermaron (Tabla 2). Las vacas que presentaron patologías reproductivas posterior al parto, como retención de membranas fetales y/o metritis, mostraron una fertilidad más baja ($p < 0,05$) en comparación con otros padecimientos (Tabla 2). El número de partos por sí solo afectó ($p < 0,05$) la fertilidad de las vacas sanas. Las vacas primíparas tuvieron la mejor fertilidad y las vacas de tres o más partos tuvieron la fertilidad más baja de todos los grupos (Figura 1).

Tabla 2. Fertilidad (%) de las vacas afectada ($p < 0,05$) por patologías posparto y por el número de parto de vacas especializadas en leche.

Condición de las vacas	Número de partos			
	Uno	Dos	Tres o más	$p < 0,05$
Sanas	92,2 ^a	85,8 ^b	76,0 ^c	0,05
Patologías reproductivas	86,0 ^a	70,0 ^b	61,0 ^c	0,05
Otros	87,5 ^a	59,0 ^b	72,5 ^c	0,05

Las patologías reproductivas afectaron la fertilidad de las vacas ($p < 0,05$). Las vacas de primer parto que presentaron patologías reproductivas posparto tuvieron 6,2% menos ($p < 0,05$) fertilidad en relación a las vacas sanas; así mismo, las vacas de dos partos y las vacas de tres o más que tuvieron patologías reproductivas después del parto presentaron 15% menos fertilidad que las vacas que permanecieron sanas. No obstante, las patologías reproductivas tuvieron un efecto menor ($p < 0,05$) en la fertilidad de las vacas de primer parto comparadas con las vacas de dos y tres o más partos (Figura 2).

Los resultados del análisis univariados para determinar factores de riesgo mostraron que las vacas de tres o más partos que presentan patologías reproductivas tuvieron hasta cuatro veces mayor riesgo (OR 1,95%; IC95% 4) de permanecer vacías (Tabla 3) y que las vacas de más de dos partos con hasta cinco veces menos posibilidades de quedar gestantes (OR 2,24%; IC95% 5; Tabla 3). Se encontró que los padecimientos en los primeros 30 días posparto incrementan en mayor grado la infertilidad en vacas primerizas, de segundo parto y de tres o más partos, aunque esto no explican en su totalidad las causas de infertilidad.

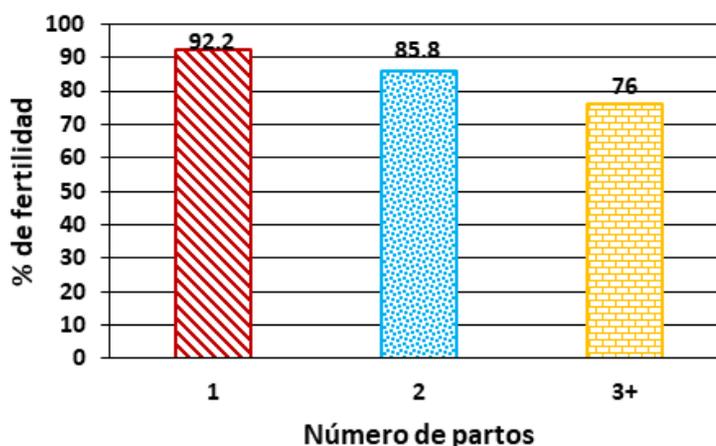


Figura 1. Efecto del número de parto en la fertilidad de vacas especializadas en leche.

3.2 Discusión

Con los resultados se puede deducir que la prevalencia de las patologías posparto del establecimiento lechero analizado del altiplano mexicano fue del 19,5%. Es decir, que una de cada cinco vacas sufrió alguna patología en el período posparto. Estos resultados son menores a lo reportados por LeBlanc (2010) en donde la prevalencia de padecimientos en el posparto fue una de cada dos vacas lecheras con alguna patología. Dubuc y Denis-Robichaud (2017) en 126 rodeos lecheros encontraron una prevalencia de enfermedades posparto de 0 a 80%, y plantearon la necesidad de una investigación a nivel de rebaño debido a la variación tan amplia de la prevalencia de la enfermedad posparto entre rebaños. También la prevalencia de patologías posparto encontrada en este estudio fue menor a la reportada por Santos y col. (2010) en un estudio con 5 179 vacas, donde

encontraron el 44,2% de vacas con patologías. Las patologías posparto son ocasionadas por múltiples factores que inician desde el periodo seco hasta el periodo de frescas (Chebel, Mendonça y Baruselli, 2018). Por ejemplo, una pérdida de condición corporal en el periodo seco puede tener un efecto marcado en la salud durante el posparto (Chebel, Mendonça y Baruselli, 2018). Cabe resaltar que en vacas lecheras el estro es más prolongado en época de invierno mientras que en verano suele ser menor, lo que dificulta la correcta detección de estros. Esta característica se desencadena por el estrés térmico que sufren las vacas lecheras, en especial las de raza tipo Holstein (Castaño y col., 2014). Es posible que en este estudio la prevalencia de patologías posparto fue menor que los resultados publicados por otros autores, debido a la diferencia en el manejo de las vacas que pudieron iniciar desde el periodo seco hasta el periodo de frescas.

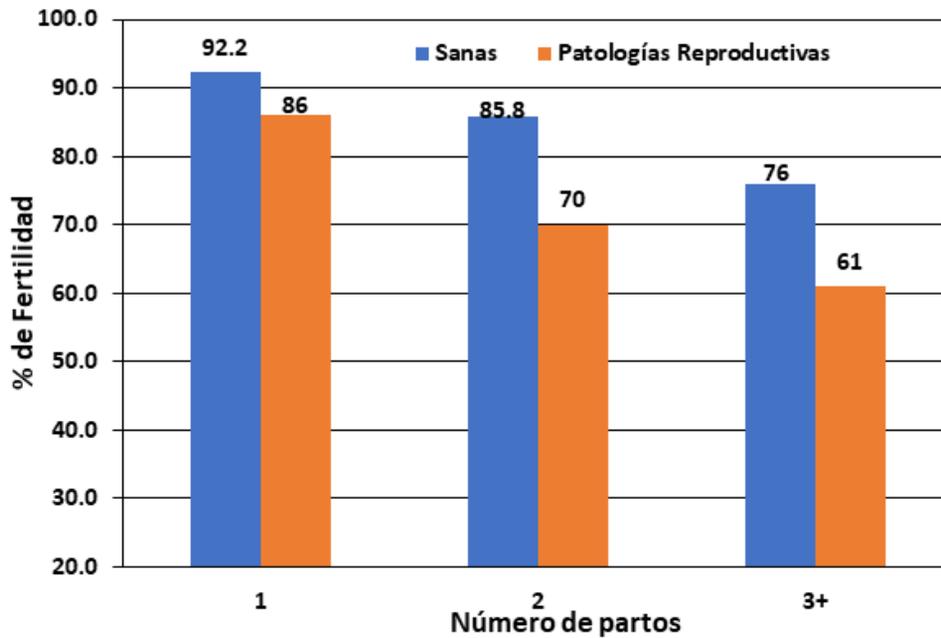


Figura 2. Efecto de las patologías reproductivas posparto en la fertilidad de vacas especializadas en leche en el altiplano mexicano.

Los resultados de la investigación indican que el número de partos de las vacas afectó la prevalencia. Las vacas primíparas presentaron menor prevalencia. Estos resultados son corroborados por Wittrock y col. (2011) quienes reportaron una menor incidencia de patologías posparto en vacas primíparas que multíparas. La menor prevalencia de patologías posparto en estas vacas puede deberse a que las vacas de primer parto presentan una mejor adaptación metabólica y menor pérdida de condición corporal en la transición que las vacas de dos o más partos y esto pudiera contribuir a las diferencias (Adrien y col., 2012; Wathes y col., 2007). Entre las causas principales de infertilidad en el ganado bovino se encuentran los desórdenes genéticos, entre los que se pueden mencionar las anomalías cromosómicas, malformaciones congénitas o freemartinismo; de igual forma, los factores hormonales dan como resultado la incapacidad cíclica de las hembras (Córdova y col., 2002).

Los problemas reproductivos durante el periodo posparto, ya sea retención de membranas fetales, metritis o la combinación de ambas patologías, afectaron el porcentaje de vacas gestantes independientemente del número de partos. Estos resultados son confirmados por Melendez y col. (2009) y Deori y Phookan (2015) quienes mencionan que las

patologías reproductivas posparto redujeron la fertilidad en las vacas lecheras. También Santos y col. (2010) encontraron que hembras que presentan metritis o endometritis posparto tuvieron menor fertilidad que las vacas sanas. Sheldon (2020) encontraron una posible explicación de la causa fisiológica al mencionar que debido a que las vacas tienen una circulación única entre el útero y los ovarios (sistema pedículo vascular útero-ovárico), tiene una relación estructural de la irrigación arterial y venosa muy importante en el establecimiento de los mecanismos fisiológicos coordinados del útero y los ovarios. En el área de aposición entre la arteria ovárica y la vena uterina existe una disminución del espesor de las paredes de las mismas, aunque no se ha demostrado conexión vascular directa entre arteria y vena, y es aquí donde se realiza el intercambio de moléculas como la prostaglandina $F2\alpha$, la cual pasa del sistema venoso uterino al sistema arterial ovárico.

Existen dos mecanismos para realizar el intercambio de moléculas; el primero es la vía de difusión a través de la red de vasos linfáticos útero-ovárico (los vasos linfáticos se adhieren estrechamente a la red de vasos venosos y arteriales en el ligamento ancho del ovario) y el segundo por proteínas transportadoras. De esta manera, las bacte-

rias, sus toxinas y lipopolisacáridos alcanzan a llegar al ovario donde producen una reacción inflamatoria que interfiere con la salud de los ovocitos y la producción de hormonas, tanto del cuerpo lúteo

como de los folículos, afectando así la fertilidad de las vacas (Sheldon, 2020; Fabian y col., 2010; Chebel, 2007).

Tabla 3. Riesgo de infertilidad por categorías de patologías posparto asociado al número de partos en vacas especializadas.

Primer Parto	OR	IC_{95%}
Sanas gestantes	1,98	0,93-4,20
Sanas vacías	0,51	0,24-1,08
Problemas reproductivos (Gestantes)	0,51	0,23-1,14
Problemas reproductivos (Vacías)	1,96	0,88-4,37
Otros problemas (Gestantes)	0,66	0,14-3,00
Otros problemas (Vacías)	1,52	0,33-6,92
Segundo Parto	OR	IC_{95%}
Sanas gestantes	2,24	1,06-4,95
Sanas vacías	0,45	0,20-0,98
Problemas reproductivos (Gestantes)	0,40	0,15-1,08
Problemas reproductivos (Vacías)	2,48	0,92-6,64
Otros problemas (Gestantes)	0,59	0,18-1,87
Otros problemas (Vacías)	1,70	0,53-5,41
Tercer Parto	OR	IC_{95%}
Sanas gestantes	1,54	0,94-2,53
Sanas vacías	0,65	0,40-1,07
Problemas reproductivos (Gestantes)	0,51	0,27-0,97
Problemas reproductivos (Vacías)	1,95	1,03-3,71
Otros problemas (Gestantes)	0,91	0,47-1,76
Otros problemas (Vacías)	1,10	0,57-2,12

El porcentaje de vacas gestantes también fue afectado por el número de partos, en donde las vacas con mayor número de partos estuvieron más propensas a quedar vacías, sin importar si presentaron problemas de salud durante el posparto. Estos resultados son corroborados por otros estudios publicados por Lucy, Butler y Garverick (2014), quienes relacionan la producción láctea en hembras de más partos; es decir, al producir más leche es común encontrar un mayor número de estas vacas con balance energético negativos y con elevadas concentraciones tanto de β -hidroxibutirato como de ácidos grasos no esterificados. El balance energético negativo en el postparto de la vaca lechera se asocia a una reducción en los pulsos de GnRH y LH, afectando el crecimiento, maduración y ovulación del folículo, resultando en una baja de fertilidad (Crowe, Diskin y Williams, 2014). Lo que explicaría, por qué no todas las vacas que se mantuvieron sanas durante el posparto quedaron gestantes.

De igual manera, la explicación a los resulta-

dos de las vacas sanas que quedaron vacías puede deberse a causas ajenas a los problemas de salud como problemas metabólicos (balance energético negativos, incremento en las concentraciones de β -hidroxibutirato y ácidos grasos no esterificados) que contribuyen a la infertilidad de las vacas sanas. Asimismo, Trevisi y col. (2011) concluyeron que los procesos proinflamatorios subclínicos después del parto en vacas lecheras tienen efectos a largo plazo entre ellos disminuir o incrementar el riesgo de infertilidad en estas vacas.

4 Conclusiones

Las patologías reproductivas tuvieron el mayor impacto en la fertilidad e incrementaron el riesgo de que las vacas quedaran vacías, sobre todo en aquellas que presentaban más de dos partos. Aunque, por sí solo, el número de partos afectó la fertilidad e incrementó el riesgo de quedar vacías; sin embargo, no se pudo determinar por completo la infertilidad

con las patologías posparto. Se recomienda maximizar el cuidado de las vacas en el periodo de transición para lograr reducir la presencia de enfermedades y disminuir los porcentajes de vacas problemáticas.

Referencias

- Adrien, M. y col. (2012). «Nutritional regulation of body condition score at the initiation of the transition period in primiparous and multiparous dairy cows under grazing conditions: milk production, resumption of post-partum ovarian cyclicity and metabolic parameters». En: *Animal* 6.2, 292-299. Online: <https://bit.ly/3umJLak>.
- Barker, A. y col. (1998). «Influence of clinical mastitis during early lactation on reproductive performance of Jersey cows». En: *Journal of dairy science* 81.5, 1285-1290. Online: <https://bit.ly/2NkOke6>.
- Castaño, F. y col. (2014). «Impacto del estrés calórico sobre la actividad reproductiva en bovinos y consideraciones para mitigar sus efectos sobre la reproducción». En: *Revista Biosalud* 13.2, 84-94. Online: <https://bit.ly/3aF8EQ9>.
- Chebel, R., L. Mendonça y P. Baruselli (2018). «Association between body condition score change during the dry period and postpartum health and performance». En: *Journal of dairy science* 101.5, 4595-4614. Online: <https://bit.ly/3kgIOVJ>.
- Chebel, R.C. (2007). «Mastitis effects on reproduction». En: *NMC Regional Meeting Proceedings*. Recuperado de <http://www.agweb.com/assets/import/files/repro.pdf>, págs. 43-55.
- Córdova, A. y col. (2002). «Causas de infertilidad en ganado bovino». En: *Medicina Veterinaria* 19.9, 112-124. Online: <https://bit.ly/3uly11e>.
- Crowe, M., M. Diskin y E. Williams (2014). «Parturition to resumption of ovarian cyclicity: comparative aspects of beef and dairy cows». En: *Animal* 8.s1, 40-53. Online: <https://bit.ly/3aFvTJW>.
- Denis-Robichaud, J. y J. Dubuc (2015). «Determination of optimal diagnostic criteria for purulent vaginal discharge and cytological endometritis in dairy cows». En: *Journal of dairy science* 98.10, 6848-6855. Online: <https://bit.ly/3qFr6ha>.
- Deori, S. y A. Phookan (2015). «Bovine postpartum metritis and its therapeutics: A Review». En: *Indian journal of Science and Technology* 8.23, 1-5. Online: <https://bit.ly/3uuJxaG>.
- Diskin, M., J. Murphy y J. Sreenan (2006). «Embryo survival in dairy cows managed under pastoral conditions». En: *Animal reproduction science* 96.3-4, 297-311. Online: <https://bit.ly/37CKIuC>.
- Dubuc, J. y J. Denis-Robichaud (2017). «A dairy herd-level study of postpartum diseases and their association with reproductive performance and culling». En: *Journal of dairy science* 100.4, 3068-3078. Online: <https://bit.ly/3qCBgyW>.
- Dubuc, J. y col. (2012). «Risk factors and effects of postpartum anovulation in dairy cows». En: *Journal of dairy science* 95.4, 1845-1854. Online: <https://bit.ly/3siE8kO>.
- Esposito, G. y col. (2014). «Interactions between negative energy balance, metabolic diseases, uterine health and immune response in transition dairy cows». En: *Animal reproduction science* 144.3-4, 60-71. Online: <https://bit.ly/2MbVReB>.
- Fabian, D. y col. (2010). «The effect on preimplantation embryo development of non-specific inflammation localized outside the reproductive tract». En: *Theriogenology* 74.9, 1652-1660. Online: <https://bit.ly/3dvlRwJ>.
- Hudson, C. y col. (2012). «Associations between udder health and reproductive performance in United Kingdom dairy cows». En: *Journal of Dairy Science* 95.7, 3683-3697. Online: <https://bit.ly/3s8JNdG>.
- Lammoglia, M. y col. (2015). «The effect of the most common diseases during the first 100 days of post partum on pregnancy rate and reproductive performance in the Mexican highlands dairy cows». En: *Research Opinions in Animal and Veterinary Sciences* 5.9, 370-374. Online: <https://bit.ly/3s8JNdG>.
- LeBlanc, S. (2010). «Monitoring metabolic health of dairy cattle in the transition period». En: *Journal of reproduction and Development* 56.S, S29-S35. Online: <https://bit.ly/2ZEROdT>.
- Lucy, M., S. Butler y H. Garverick (2014). «Endocrine and metabolic mechanisms linking postpartum glucose with early embryonic and foetal development in dairy cows». En: *Animal* 8.s1, 82-90. Online: <https://bit.ly/3pKcrjk>.
- Melendez, P. y col. (2009). «Relationship between serum nonesterified fatty acids at calving and the incidence of periparturient diseases in Holstein dairy cows». En: *Theriogenology* 72.6, 826-833. Online: <https://bit.ly/2NiELfj>.
- Miglior, Filippo y col. (2017). «A 100-Year Review: Identification and genetic selection of economically important traits in dairy cattle». En: *Journal of Dairy Science* 100.1, 1-12. Online: <https://bit.ly/3pKcrjk>.

- nal of Dairy Science* 100.12, 10251-10271. Online: <https://bit.ly/3aGLLf7>.
- Oltenacu, P. y B. Algers (2005). «Selection for increased production and the welfare of dairy cows: are new breeding goals needed?» En: *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 34.4, 311-315. Online: <https://bit.ly/2Mees9S>.
- Santos, J.E. y col. (2010). «Effect of reducing the period of follicle dominance in a timed artificial insemination protocol on reproduction of dairy cows». En: *J. Dairy Sci.* 93.7, 2976-88. Online: <http://bit.ly/3pKDYB6>.
- Sheldon, I. (2020). «Diagnosing postpartum endometritis in dairy cattle». En: *The Veterinary Record* 186.3, 88-90. Online: <https://bit.ly/2ZApQjx>.
- Sheldon, I. y col. (2009a). «Defining postpartum uterine disease and the mechanisms of infection and immunity in the female reproductive tract in cattle». En: *Biology of reproduction* 81.6, 1025-1032. Online: <https://bit.ly/3ujwWaa>.
- Sheldon, I. y col. (2009b). «Mechanisms of infertility associated with clinical and subclinical endometritis in high producing dairy cattle». En: *Reproduction in domestic animals* 44.S3, 1-9. Online: <https://bit.ly/2NPf31X>.
- Thrusfield, M. y col. (2001). «Win Episcopo 2.0: improved epidemiological software for veterinary medicine». En: *Veterinary Record* 148.18, 567-572. Online: <https://bit.ly/3umW5k2>.
- Trevisi, E. y col. (2011). «Acute Phase Proteins as Early Non-Specific Biomarkers of Human and Veterinary Diseases». En: Istituto di Zootecnica, Università Cattolica del Sacro Cuore, Piacenza. Cap. Inflammatory response and acute phase proteins in the transition period of high-yielding dairy cow. Chapter 14, págs. 355-380.
- Vallejo-Timarán, D. y col. (2017). «Efecto de las enfermedades en posparto temprano sobre el intervalo parto concepción: estudio de cohorte en vacas lecheras de Pasto, Colombia». En: *CES Medicina Veterinaria y Zootecnia* 12.1, 33-43. Online: <https://bit.ly/3k6xECY>.
- Vieira-Neto, A. y col. (2014). «Individual and combined effects of anovulation and cytological endometritis on the reproductive performance of dairy cows». En: *Journal of dairy science* 97.9, 5415-5425. Online: <https://bit.ly/2NigBC1>.
- Walsh, R. y col. (2007). «Prevalence and risk factors for postpartum anovulatory condition in dairy cows». En: *Journal of dairy science* 90.1, 315-324. Online: <https://bit.ly/3pFKDg3>.
- Wathes, D. y col. (2007). «Differences between primiparous and multiparous dairy cows in the interrelationships between metabolic traits, milk yield and body condition score in the periparturient period.» En: *Domest Anim. Endocrinol.* 33.2, 203-225. Online: <http://bit.ly/3kcaA5L>.



ALOFÁN, UNA NANOPARTÍCULA NATURAL PRESENTE EN ANDISOLES DEL ECUADOR, PROPIEDADES Y APLICACIONES

ALLOPHANE, A NATURAL NANOPARTICLE PRESENT IN ANDISOLES OF ECUADOR, PROPERTIES AND APPLICATIONS

Jorge Silva-Yumi^{1,2,3*}, Roberto Cazorla Martínez⁴, Carlos Medina Serrano^{1,3} y Gabriela Chango Lescano²

¹Facultad de Ciencias, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, EC060155, Riobamba, Ecuador.

²Grupo de Investigación y Desarrollo Tecnológico de Energías Renovables (GIDETER), Facultad de Mecánica, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, EC060155, Riobamba, Ecuador.

³Grupo de Investigación en Materiales Avanzados (GIMA), Facultad de Ciencias, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, EC060155, Riobamba, Ecuador.

⁴Ministerio de Agricultura y Ganadería, Dirección Distrital 06 D01 Chambo, EC060155, Chambo, Ecuador.

*Autor para correspondencia: jorge.silvay@epoch.edu.ec

Manuscrito recibido el 21 de enero de 2020. Aceptado, tras revisión, el 12 de agosto de 2020. Publicado el 1 de marzo de 2021.

Resumen

El alofán es una nanopartícula natural presente en suelos de origen volcánico como los andisoles, que se encuentran distribuidos alrededor de todo el mundo en países con actividad volcánica. En Ecuador, los andisoles constituyen el 30% del territorio en zonas altas y húmedas de la región sierra-norte. El alofán se puede obtener de los andisoles a través de procesos físicos y químicos, o a su vez se puede sintetizar. Este nanomaterial posee múltiples propiedades para varias aplicaciones en diferentes áreas. Existen muchas investigaciones de estas nanopartículas y de este tipo de suelos, pero no se han estudiado aún en el Ecuador. En este artículo se presentan las características estructurales, propiedades, la formación, aislamiento, síntesis y usos del alofán, con el fin de generar conocimiento e incentivar la investigación de estos suelos que son fuente de la mencionada nanopartícula. La búsqueda de literatura se realizó en bases de datos de Science Direct y Google Académico, y se utilizaron artículos de alto impacto relacionados con investigaciones de alofán natural o sintético. Las características particulares que tiene el alofán le permite ser usado como remediador ambiental, bactericida, antiinflamatorio, ignífugo, soporte de enzimas, pero además se ha estudiado en catálisis, fotocatalisis y electrocatálisis. Al considerar el área cubierta por el alofán en el territorio ecuatoriano y su disponibilidad, este se puede aprovechar para realizar investigaciones basadas en los estudios internacionales que se han desarrollado para aprovechar en el área ambiental y médica.

Palabras clave: nanopartícula natural, andisol, suelos de origen volcánico, halloysita, imogolita.

Abstract

The allophane is a natural nanoparticle present in soils from volcanic origin such as andisols, which are distributed worldwide, especially in countries that have active volcanoes. In Ecuador, andisols are in high and humid areas from the Highland/North region, constituting 30% of the territory. The allophane can be obtained from andisols through physical and chemical processes or it can be also synthesized. This nanomaterial has multiple properties for various applications in different areas; and there are studies about these nanoparticles and this kind of soil, but they have not yet been conducted in Ecuador. This article presents a review of structural characteristics, properties, formation, isolation, synthesis and uses of allophane to extend knowledge and encourage the conduction of research in these soils, which are the source of the aforementioned nanoparticle. The literature review was performed on Science Direct and Google Scholar databases using high impact articles related to natural or synthetic allophane. Allophane has characteristics that allow it to be used as an environmental remediator, bactericidal, anti-inflammatory, flame retardant, enzyme support and also in catalysis, photocatalysis and electrocatalysis. Considering the availability and the large area covered by andisols in Ecuador, research based on international investigations can be performed to take advantage of it.

Keywords: natural nanoparticle, andosol, volcanic soils, halloysite, imogolite.

Forma sugerida de citar: Silva-Yumi, J., Cazorla-Martínez, R., Medina-Serrano, C. y Chango Lescano, G. (2021). Alofán, una nanopartícula natural presente en andisoles del Ecuador, propiedades y aplicaciones. *La Granja: Revista de Ciencias de la Vida*. Vol. 33(1):53-66. <http://doi.org/10.17163/lgr.n33.2021.05>.

IDs Orcid:

Jorge Silva Yumi: <http://orcid.org/0000-0002-6005-9915>

Roberto Cazorla Martínez: <http://orcid.org/0000-0001-9752-3577>

Carlos Medina Serrano: <http://orcid.org/0000-0003-4916-7242>

Gabriela Chango Lescano: <http://orcid.org/0000-0003-0228-7095>

1 Introducción

El alofán es una nanopartícula natural (Nishikiori y col., 2012) presente en suelos de origen volcánico, denominados andisoles según la base referencial mundial del recurso suelo (Vistoso y col., 2012) o andisoles según Soil Taxonomy NRCS/USDA. Los andisoles o andisoles son suelos que se forman a partir de materiales volcánicos como cenizas, a través de procesos de meteorización bajo condiciones ácidas en climas húmedos (Cervini-Silva y col., 2015; Saeki, Sakai y Wada, 2010), y se encuentran distribuidos alrededor de todo el mundo en regiones con una considerable actividad volcánica.

La partícula de alofán tiene la forma de una esfera porosa, con un diámetro entre 3 a 5 nm (Henmi y Wada, 1976), y está estructurada por una capa externa constituida por octaedros de aluminio (Al) y una capa interna constituida por tetraedros de silicio (Si). Presenta una gran área superficial, alta porosidad y carga variable, propiedades que permiten potenciales aplicaciones como adsorbente de cationes (Silva-Yumi y col., 2018), aniones (Nishikiori y col., 2017), compuestos derivados del benceno, ácidos grasos, detergentes, compuestos organoclorados (Arakawa, Matsuura y Okamoto, 2014; Baldermann y col., 2018; Garrido-Ramírez y col., 2013), ADN y aminoácidos (Saeki, Sakai y Wada, 2010), enzimas (Yu-Huang y col., 2016), en el área de catálisis (Garrido-Ramírez y col., 2013), en la elaboración de electrodos (Nishikiori y col., 2014), como ignífugo (Iyoda y col., 2012; Shukla y col., 2013) como elemento de tinta para impresoras (Arakawa, Matsuura y Okamoto, 2014), como anti inflamatorio y bactericida (Calabi-Floody y col., 2012), para la purificación de biodiesel (Yu-Huang y col., 2016), etc.

En Ecuador los andisoles constituyen alrededor del 30% del área territorial, y se encuentran distribuidos en la región sierra centro-norte en las zonas altas y húmedas, aunque se extienden hacia la costa y el oriente (Calvache, 2014). Las investigaciones realizadas en torno a suelos de origen volcánico ecuatorianos se han enfocado en la pedogénesis (Zehetner, Miller y West, 2003), la estabilización y almacenamiento de carbono (C), los efectos del sobrepastoreo sobre la vegetación (Podwojewski y col., 2002), los efectos a corto plazo del manejo en la estructura del suelo de origen volcánico endureci-

do en las capas profundas, la variabilidad de suelos de origen volcánico y su relación con el material parental, clima y su uso (Podwojewski y Germain, 2005), la meteorización química (Poncelet y Jouhannaud, 2013) y la presencia de n-metil cetonas como productos de la degradación de n-alcanos (Jansen y Nierop, 2009); sin embargo, ninguno de estos artículos menciona o se ha enfocado en el estudio de las nanopartículas de alofán presentes en este tipo de suelos, solo un artículo publicado en el 2007 estudia la influencia del contenido de alofán y la materia orgánica en las propiedades de los suelos de origen volcánico (Buytaert, Deckers y Wyseure, 2007).

En el año 2009 se publicó un artículo acerca de la existencia de un depósito masivo de alofán ubicado en la comunidad de San José de Achotillo, en la provincia de Santo Domingo de los Tsáchilas, su cuantificación se realizó en el año 2010 y se encontró la presencia de un alto contenido de alofán (> 60%), así como de halloysita que es otra nanopartícula natural de características similares; la presencia de óxidos de hierro y un bajo contenido de materia orgánica (Kaufhold y col., 2010). A partir de este año han surgido varias investigaciones en torno al alofán presente en este yacimiento, enfocándose en la adsorción de aniones como fluoruro y su comparación con otros adsorbentes similares (Kaufhold y col., 2010), la adsorción de cationes: bario, cobalto, estroncio y zinc (Baldermann y col., 2018), la actividad antiinflamatoria del alofán presente en este yacimiento (Cervini-Silva y col., 2015), así como su citotoxicidad (Cervini-Silva y col., 2014), y la activación para ser utilizado como catalizador (Vaca y Lalangui, 2018).

Los estudios sobre los andisoles ecuatorianos y las nanopartículas de alofán son limitados, y las investigaciones sobre alofán se han realizado desde instituciones ubicadas fuera del país como se observa en las filiaciones de los autores de las publicaciones. Si bien la producción científica de Ecuador se ha incrementado en los últimos años (Araujo-Bilmonde, Huertas-Tulcanaza y Párraga-Stead, 2020), se cuenta con personal capacitado que ha retornado desde el exterior para realizar investigación en esta área y con instituciones de educación superior con capacidad para desarrollar investigación en nanociencia y nanotecnología (Gutiérrez Coronado, 2018). Tal vez una de las limitantes es el

desconocimiento de la existencia de este nanomaterial, razón por la cual el objetivo de este artículo es dar a conocer las características, propiedades, formación, aislamiento, síntesis y usos del alofán, con el fin de resaltar la potencialidad que puede tener este tipo de suelos que cubre una gran área del territorio ecuatoriano.

2 Metodología

La búsqueda y recopilación de los artículos utilizados en la revisión se efectuó entre enero de 2018 y enero de 2019 a través de las bases de datos: Scopus, Sciencedirect y Google Académico. Los criterios fueron los siguientes: (1) palabras clave: allophane, alofán, andisol Ecuador, andosol Ecuador, allophane Ecuador, alofán Ecuador, con algoritmos booleanos and y with. (2) tipo de artículos: investigación y revisión, (3) criterios de inclusión y exclusión: artículos enfocados en el estudio de alofán, artículos en cuartil 1 según Scimago Journal Country Rank para los documentos en inglés, (4) documentos publicados dentro de los 10 últimos años.

Se han considerado 59 documentos entre artículos y trabajos de congresos, dos documentos de referencia y una patente, de los cuales se han extraído las principales ideas que se comparten en este documento. Los artículos han sido considerados en función de su información acerca del origen, síntesis, propiedades y aplicaciones de alofán.

3 Andisoles en el mundo y Ecuador

Los andisoles son suelos que se forman a partir de materiales volcánicos como cenizas, a través de procesos de meteorización bajo condiciones ácidas en climas húmedos (FAO, 2014; FAO, 2015), y se encuentran distribuidos alrededor de todo el mundo en regiones con una considerable actividad volcánica. En Asia y el pacífico se encuentran en Japón, Corea, Filipinas, Indonesia, Papúa Nueva Guinea y Nueva Zelanda. En Europa se hallan en Italia y Francia; en África y Oceanía se encuentran en Kenia, Ruanda, Tanzania, Etiopía y las Islas Canarias. En América se encuentran en países ubicados alrededor del cinturón de fuego del pacífico: Alaska, Estados Unidos, México (Pérez y col., 2016), Guatemala, El Salvador, Honduras, Nicaragua, Costa Rica (Alvarado, Mata y Chinchilla, 2014), Panamá,

Las Antillas, Colombia, Ecuador, Chile y Argentina.

En Ecuador si bien existen varios tipos de suelos, los andisoles constituyen 60593 km² del territorio ecuatoriano (Fig. 1), y se encuentran distribuidos alrededor de la región sierra centro-norte en las zonas altas y húmedas, aunque se extienden también hacia la costa y el oriente (Calvache, 2015; González, 2015; González, 2010). Son el resultado de la meteorización del material piroclástico producto de las erupciones de numerosos volcanes ubicados en la llamada "avenida de los volcanes", con más de 100 volcanes, cinco de ellos en actividad. Son suelos con una baja densidad aparente, por lo general con alto contenido de materia orgánica, baja resistencia al corte tangencial, buen drenaje, pero a su vez, con una buena retención de humedad (Calvache, 2015; FAO, 2015; González, 2015).

4 Formación

El alofán se forma por la rápida meteorización del vidrio volcánico, cuando el pH del suelo es 5, el silicio y el aluminio se liberan desde el material volcánico reaccionando y formando alofán además de imogolita y halloysita, otros de los minerales presentes en este tipo de suelos y que también pueden formarse a partir de la hidrólisis de minerales primarios. La formación y persistencia de alofán, imogolita o halloysita es influenciada por el contenido de materia orgánica y el régimen de precipitación. El alofán predomina en suelos sometidos a un régimen de alta precipitación, mientras que la halloysita sobresale en suelos con un régimen de baja precipitación. Estos minerales están presentes en horizontes del suelo con bajo contenido de materia orgánica en donde el aluminio no existe como complejos con ácidos orgánicos o sustancias húmicas sino en forma de complejos inorgánicos (Yuan y Wada, 2012).

El alofán se puede extraer a partir de suelos de origen volcánico a través de una serie de pasos que implican de manera general la eliminación de materia orgánica, eliminación de óxidos de hierro, y separación de las fracciones nanométricas de las fracciones de arena, limo y arcilla. Esta nanopartícula se puede también sintetizar por el método de co-precipitación o por el método sol-gel. El primer método utiliza como precursores ácido or-

tosilícico (H_4SiO_4) u ortosilicato de sodio (Na_4SiO_4) y cloruro de aluminio ($AlCl_3$) o perclorato de aluminio ($Al(ClO_4)_3$). El método sol-gel que implica una hidrólisis de los reactivos, y la condensación de los productos obtenidos utiliza tetraetil ortosilicato (TEOS) ($Si(OC_2H_5)_4$) y cloruro de aluminio ($AlCl_3$).

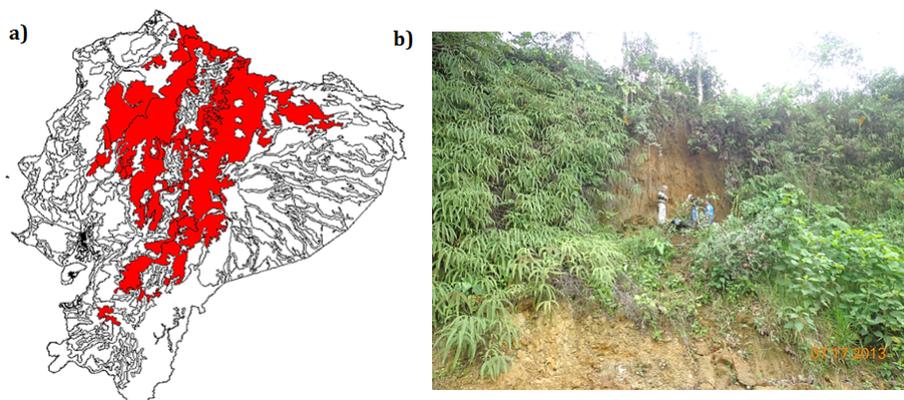


Figura 1. a) Área superficial del Ecuador cubierta por suelos de origen volcánico tomada de Calvache (2015). b) Yacimiento rico en alofán ubicado en Santo Domingo de los Tsáchilas (imagen propia).

5 Características estructurales

La partícula de alofán tiene la forma de una esfera porosa (Fig. 2) con diámetro externo entre 3,5 y 5,0 nm, radio interno entre 1,0-2,0 nm y una pared con un espesor entre 0,7 y 1,0 nm. Posee poros con diámetro alrededor de 0,3-0,4 nm y presenta un área superficial específica determinada mediante el método EGME (etilenglicol monoetil eter) que oscila entre $400-900 \text{ m}^2\text{g}^{-1}$. La pared externa está compuesta de octaedros de aluminio, mientras que la pared interna por tetraedros de silicio (Fig. 2), aunque es posible encontrar aluminio tanto en tetraedros como en octaedros.

La composición química del alofán cambia de acuerdo al predominio de Al o Si. En la naturaleza es posible encontrar alofán rico en aluminio ($Al/Si = 2$) y alofán rico en silicio ($Al/Si = 1$), por lo que su fórmula química se puede representar como $1 - 2SiO_2 \cdot Al_2O_3 \cdot 5 - 6H_2O$. La presencia de grupos silanol ($Si - OH$) en la superficie de la pared interna y grupos aluminiol ($Al - OH$) situados en la pared externa le permiten al alofán junto con la carga permanente o estructural que puede poseer, producto de la sustitución isomórfica de Al^{3+} por Si^{4+} , adquirir carga negativa o positiva (Fig. 3) en función de las condiciones del medio.

6 Aplicaciones

6.1 Adsorbente para remediación ambiental

La alta porosidad que posee el alofán, su gran área superficial y la carga que puede adoptar en función del medio hacen de él un potencial adsorbente tanto de especies con carga positiva (cationes), así como de aquellas con carga negativa (aniones), siendo los sitios internos (silanol) como externos (aluminol) (Reinert y col., 2011) los responsables del proceso. Los procesos de adsorción pueden ser utilizados para el tratamiento de aguas de consumo y aguas residuales, ya que permiten que los contaminantes (especies orgánicas o inorgánicas), queden retenidos en la superficie del material y puedan ser removidos del medio acuoso.

Uno de los procesos que se ha estudiado con mayor frecuencia es la adsorción de fosfato debido a su particular fijación sobre el alofán, aunque también se ha estudiado la adsorción de molibdato (Elhadi y Henmi, 2000), arsenato, ácido silícico, ácido bórico, cromato (Opiso, Sato y Yoneda, 2009), selenato, sulfato, oxalato, nitrato, ácido ortosilícico, fluoruro (Kaufhold y col., 2010), citrato, entre otras especies aniónicas. La adsorción de especies catiónicas ha sido menos estudiada en relación a las

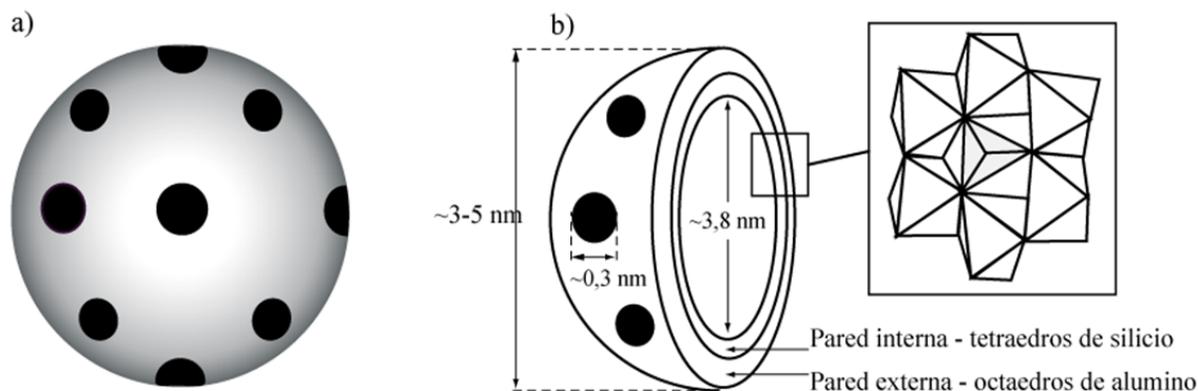


Figura 2. Morfología externa de una nanopartícula de alofán (a), detalle de la estructura interna (b).

especies aniónicas; entre las pocas especies estudiadas se puede mencionar cinc, cesio, cobre, cobalto, cadmio, bario y estroncio (Baldermann y col., 2018; Silva-Yumi y col., 2018).

La adsorción de especies orgánicas ha sido también de interés para los científicos, de las cuales se pueden citar 2,4-diclorofenol, pentaclorofenol, ácido húmico, benceno, ácido benzoico, ácido ftálico, benzaldehído, etil benzoato, dietil ftalato, ácido acético, ácido oxálico, ácido cítrico, polímeros como xantán, detergentes y ácidos grasos (Nishikiori2010). En la Figura 4 se pueden ver algunas de las estructuras que corresponden a las mencionadas especies y la manera cómo se adsorben sobre la superficie del alofán. La adsorción de gases se ha estudiado en mucho menor extensión, y se puede mencionar la adsorción de amoníaco (Zaenal, Matsue y Henmi, 2013).

6.2 Adsorción de moléculas esenciales y origen de la vida

Entender los procesos que ocurren dentro de este tipo de suelos ha sido posible gracias a estudios llevados a cabo, como por ejemplo los de Hashizume, Theng y Yamagishi (2002) y Hashizume y Theng (2007) en los que se ha determinado la alta afinidad del alofán por los nucleótidos, lo que implica su posible papel en la formación abiótica de polinucleóti-

dos de tipo ARN, aunque a su vez la inmovilización de estos nucleótidos por complejación podría dificultar la oligomerización de ARN. La persistencia y supervivencia de aminoácidos en los suelos se ha atribuido a la adsorción y protección por arcillas y otros minerales. Por ejemplo, se ha observado que la adsorción de DL-alanina es mayor sobre alofán en suspensión y depende del pH. En la adsorción de D- y L-alanina y sus respectivos dímeros sobre alofán con distinta relación Al/Si se aprecia una preferencia por L-alanil-L-alanina, sugiriendo que el tamaño, la separación de la carga intramolecular y la orientación superficial son los factores responsables.

Por otra parte, con el fin de reconstruir y estudiar ambientes pasados, así como las comunidades microbianas del suelo y el almacenamiento de carbono, la adsorción de ADN sobre el alofán ha sido estudiada por varios investigadores (Huang y Rawlence, 2014; Matsuura y col., 2013; Yu-Huang y col., 2016). Los resultados muestran que la adsorción de ADN es facilitada por la interacción de los grupos fosfato con los grupos $Al - OH$ del alofán, aunque es menor que la adsorción de adenosina-5'-monofosfato (5'-AMP), molécula que se utiliza como referencia (Matsuura y col., 2013), razón por la cual se observa mayor afinidad por 5'-AMP que por adenina, adenosina o ribosa, debido también a la presencia de grupos fosfato que facilitan la interacción con los grupos $Al - OH$.

La adsorción de ADN casi no se ve afectada por la fuerza iónica y disminuye al aumentar el pH, la presencia de fosfato debido a la desprotonación de los grupos $Al-OH$ (Matsuura y col., 2013; Saeki, Sakai y Wada, 2010) producto de la competición por los sitios activos. La presencia de ácido húmico provoca también la disminución de adsorción debido a que ocupa los sitios activos del alofán (Yu-Huang y col., 2016). La adsorción de ADN es más alta so-

bre el alofán que sobre sílice y montmorillonita pero más baja sobre gibbsita y goethita. La interacción de ADN y 5'-AMP con los grupos $(OH)Al(OH_2)$ presentes en los ultramicroporos del alofán también se ha estudiado a través de simulación por computadora, y ha mostrado que el ADN sufre elongación y que la cadena principal de fosfato se altera después de unirse al alofán (Matsuura, Arakawa y Okamoto, 2014).

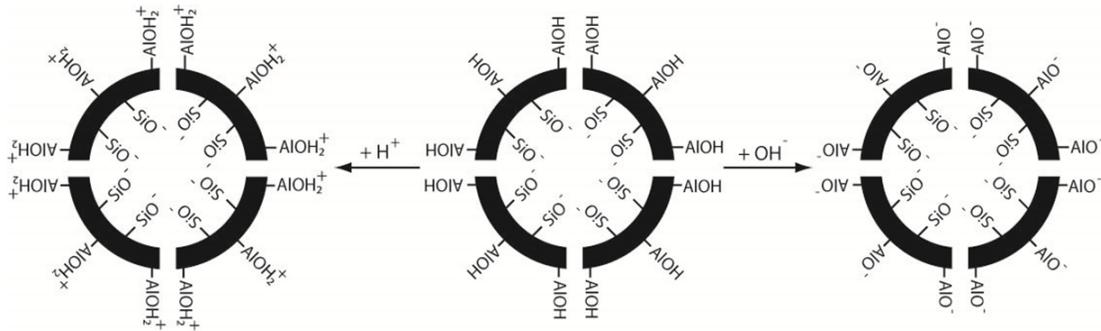


Figura 3. Carga superficial de la partícula de alofán en función del pH.

6.3 Secuestro, estabilización de carbono y control del efecto invernadero

Al ser los suelos el mayor reservorio de carbono y materia orgánica, es necesario el estudio de su dinámica, así como de las interacciones físico-químicas con los principales minerales presentes en estos, debido al papel como un potencial almacenador de CO_2 , y por tanto clave para el control del efecto invernadero (Huang y Rawlence, 2014; Triomphe y Livermore, 2005), así como para la protección contra la mineralización y la degradación microbiana.

La estabilización del carbono en suelos alofánicos es conflictiva, ya que por un lado es atribuida a Al^{3+} y sesquioxidos, y por otro también se ha establecido una relación entre el carbono y el contenido de alofán (Garrido-Ramírez y col., 2012), observándose que la cantidad de materia orgánica enlazada es mayor sobre el material tipo imogolita (proto imogolita, proto imogolita tipo alofán) que sobre gibbsita o feldespatos no meteorizados. Esto demuestra que los minerales no cristalinos (sin orden de largo alcance) como alofán e imogolita controlan el almacenamiento y el movimiento del carbono orgánico del suelo (Yu y col., 2012). La estabilización

de la materia orgánica se produce por medio de la adsorción sobre el área superficial específica, protegiéndola de la desintegración microbiana.

Además de la adsorción superficial, el entrapamiento de carbono orgánico en la estructura fractal del alofán haría menos accesible la materia orgánica para la degradación por la flora microbiana y el ataque de las enzimas (Chevallier y col., 2010); este fenómeno se debe a la estructura mesoporosa que se produce por el agregado de las partículas de alofán. La variación de carbono en los suelos alofánicos no es explicada por el contenido de limo y arcilla, más bien el alofán, el pH del suelo en agua y el contenido de aluminio explica la mayor variación de carbono del suelo, encontrándose una relación inversa entre el pH del suelo en agua y el Al (también Fe) complejados con materia orgánica del suelo (Garrido-Ramírez y col., 2012).

6.4 Catálisis

6.4.1 Catálisis por reacciones tipo Fenton

Las arcillas y el óxido de hierro son una alternativa a los catalizadores utilizados en reacciones (tipo

Fenton) para la descontaminación de suelos, aguas, sedimento, así como efluentes industriales, debido a que son de bajo costo, abundantes en la naturaleza e inofensivo para ella. Los procesos de tipo Fenton implican la reacción de Fe^{2+} con peróxido de hidrógeno, originando la formación de radicales hidroxilos y Fe^{3+} , el Fe^{3+} reacciona con peróxido formando Fe^{2+} , el cual genera más radicales hidroxilos que son altamente oxidantes y capaces de descomponer un amplio espectro de compuestos orgánicos. Sobre esta base se ha estudiado la degradación de azul de metileno, usando alofán recubierto con óxidos de hierro; el alofán adsorbe el azul de metileno, mientras la interacción del Fe del alofán con el peróxido de hidrógeno da lugar a la formación de los radicales, los cuales descomponen el azul de metileno en moléculas orgánicas más pequeñas (Abidin y col., 2011).

El alofán recubierto con óxidos de hierro también se ha evaluado en la oxidación de atrazina (1-Cloro-3-etil amino-5-isopropil amino-2,4,6-triazine) en un sistema electro-Fenton heterogéneo, usando electrodos de carbón vítreo y mostrando mayor eficiencia que un proceso Fenton heterogéneo. La atrazina es un herbicida orgánico que se encuentra como contaminante en las fuentes de agua subterránea y en los suministros de agua potable (Garrido-Ramírez y col., 2013). Garrido-Ramírez y col. (2012) y Garrido-Ramírez y col. (2016) han evaluado también la actividad catalítica de óxidos de hierro y óxidos de cobre soportados sobre alofán así como nanopartículas de Fe, Cu y bimetálicas Fe-Cu, para la oxidación de fenol mediante reacciones heterogéneas electro-Fenton. En el primer caso se observó una influencia de la relación Si/Al y su respectiva estructura, mientras que en el segundo caso se evidencia una mayor eficiencia cuando se utilizan nanopartículas bimetálicas en comparación a nanopartículas de Cu y Fe de forma independiente, esto debido a un efecto sinérgico.

6.4.2 Fotocatálisis

La fotocatálisis es una técnica de remediación que involucra la adsorción de radiación UV-visible, la cual permite la degradación de compuestos organoclorados. Se ha estudiado la degradación de tricloroetileno, un peligroso contaminante orgánico y acetaldehído en compósitos de alofán-titanio (Nishikiori y col., 2010; Nishikiori y col., 2015; Nishi-

kiori y col., 2017). La presencia de alofán produce un incremento en la adsorción del titanio e inhibe la emisión de fosgeno ($COCl_2$) y dicloroacetil cloruro; productos intermedios de la descomposición de tricloroetileno, los cuales una vez adsorbidos en el alofán son degradados poco a poco luego de difundir hacia el titanio. La actividad fotocatalítica del compósito mejora con el tratamiento en medio ácido, lo cual se puede observar en la descomposición fotocatalítica de acetaldehído gaseoso (Ono y Katsumata, 2014).

Para la degradación fotocatalítica de acetaldehído gaseoso Hojamberdiev y col. (2014), utilizaron compósitos alofán-wakefieldite-(Ce), obtenidos por mezcla mecánica y por síntesis hidrotérmica, y observaron que ambos muestran una alta actividad fotocatalítica en comparación al alofán o wakefieldite ($CeVO_4$)-(Ce) por separado, esto debido a que el alofán en los compósitos produce un incremento de la adsorción. El compósito obtenido vía síntesis hidrotérmica muestra una mayor actividad fotocatalítica respecto al obtenido por mezcla mecánica, debido a una distribución más homogénea de wakefieldite-(Ce) y alofán.

En otro estudio para la fotodegradación de acetaldehído gaseoso Hojamberdiev y col. (2014) utilizan Bi_2WO_6 -alofán y $BiOI$ -alofán también obtenidos por mezcla mecánica y por síntesis hidrotérmica. $BiOI$ y $BiOI$ -alofán descomponen el acetaldehído por completo dentro de 5 a 7 horas, mientras que Bi_2WO_6 y los compósitos obtenidos por mezcla y por síntesis descomponen el 75,5%, 100% y 85,6% durante 8 horas, respectivamente. El alofán también contribuye en estos compósitos debido a la significativa adsorción de acetaldehído.

6.4.3 Catálisis heterogénea

La búsqueda de materiales energéticos como la biomasa es una opción a los combustibles fósiles, la hidrólisis de polisacáridos es un proceso para obtener monosacáridos, a partir de los cuales se puede obtener a su vez etanol. Okagi et al., (2011) estudiaron la hidrólisis de bambú, seda y cascarilla de arroz utilizando alofán sulfonado. En el bambú, la hemicelulosa fue descompuesta a xilosa, así como xilo-oligosacáridos; en el caso de la seda los principales productos fueron xilosa y manosa, aunque también hubo producción de glucosa, galactosa y

arabinosa. Mientras que, en la cascarilla del arroz, el producto principal fue arabinosa, aunque también se obtuvo xilosa y galactosa.

La degradación de compuestos como las silicinas o poli (dimetilsiloxano) en la presencia de arcillas, así como el efecto de la arcilla en la adsorción de los productos de degradación también ha sido estudiado. En un estudio en el que se utilizaron 12 diferentes arcillas, el alofán mostró un menor efecto en la actividad catalítica en comparación con caolinita, beidellita y nontronita, mientras que los productos de degradación fueron enlazados más fuerte a goethita y esmectita. El uso de alofán sintético promueve también la reducción de K_2PtCl a platino (Pt^0) y actúa como un soporte de las nanopartículas de Pt^0 de 2 nm, obteniéndose de esta manera un compuesto con potencial uso en catálisis heterogénea (Arakawa, Matsuura y Okamoto, 2014).

6.5 Celdas fotocombustibles

El uso de celdas fotocombustibles para generar electricidad por medio de la oxidación de materiales combustibles durante la irradiación UV es una tendencia en los últimos años. Los electrodos de las celdas fotocombustibles actúan como la fase que interactúa con el material combustible. En estos sistemas, la concentración del material combustible en la superficie del fotocatalizador utilizado es clave para mejorar la eficiencia de la conversión energética. Un método para incrementar la concentración es el uso de materiales adsorbentes. Aprovechando que el alofán tiene una gran área superficial, Nishikiori y col. (2012) y Nishikiori y col. (2014) estudiaron celdas combustibles utilizando electrodos elaborados a partir del compuesto alofán-titanio y glucosa y almidón como materiales combustibles. En el primer caso el alofán adsorbe la glucosa transportándola luego hacia el titanio, en el cual su oxidación induce la electrogeneración, en el caso del uso de almidón también se mejora la generación de electricidad.

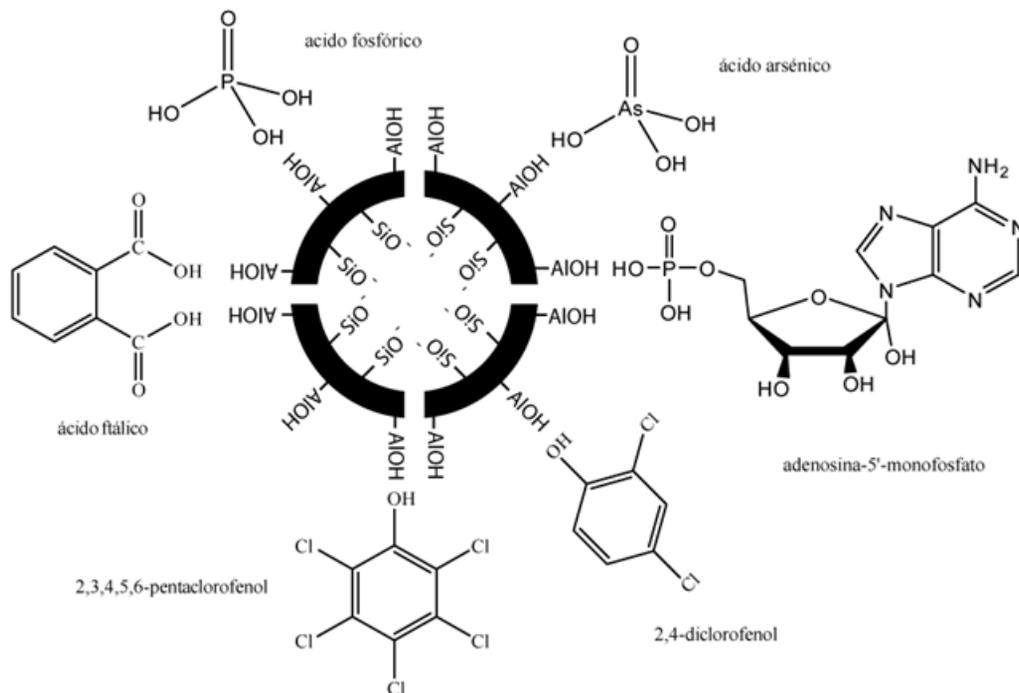


Figura 4. Diversas especies adsorbidas sobre alofán, la presencia de grupos OH en la mayoría de especies estudiadas permite el intercambio de ligandos y que las especies queden retenidas en la superficie del alofán.

6.6 Farmacología

Las arcillas se han utilizado en la cosmética y productos industriales, pero en la actualidad su aplicación se está expandiendo de forma continua en la industria farmacéutica, la ingeniería de tejidos y el área médica. Al ser el alofán un material no tóxico y biocompatible es un buen candidato para aplicaciones médicas, ya que presenta propiedades bactericidas que pueden ser potenciadas por la formación de nanocompuestos basados en la inmovilización de nanopartículas de cobre y plata, también con propiedades bactericidas. En este contexto, el alofán ha sido utilizado para soportar agentes antibacterianos como nanopartículas de plata, observándose una fuerte actividad bactericida hacia *Escherichia coli* y *Staphylococcus aureus* (Cervini-Silva y col., 2015). Este efecto se debe a que la plata exhibe una fuerte actividad bactericida contra un amplio espectro de especies de hongos y bacterias, además de baja toxicidad, alta estabilidad térmica y baja volatilidad.

El alofán presenta propiedades antiinflamatorias al igual que la de otras arcillas como halloysita, debido a que su aplicación inhibe la formación de edema hasta entre un 39 a 60%. Si bien el Fe presente en la estructura del alofán podría tener algún rol en este efecto no se han identificado aún los mecanismo, de tal manera que se pueda recomendar su uso con fines curativos (Cervini-Silva y col., 2015; Cervini-Silva y col., 2016). El alofán natural induce la peroxidación lipídica, la degradación oxidativa de los lípidos en las membranas celulares, y citotoxicidad de monocitos murinos, lo cual podría deberse a la presencia de Fe asociado a la superficie, y que podría generar especies reactivas de oxígeno (Cervini-Silva y col., 2014; Cervini-Silva y col., 2016; Toyota y col., 2017). Estos resultados han promovido estudios de la citotoxicidad de nanopartículas de alofán naturales y sintéticas contra células cancerosas humanas, con la intención de utilizar las nanopartículas de alofán como un nanoportador para la administración de fármacos.

El estudio de hidrogeles basados en moléculas de ADN y alofán natural ha sido abordado por Kawachi y col. (2013), en donde las moléculas de ADN se adsorben en la superficie, enrollándose alrededor de las partículas de alofán y formando el hidrogel. La adsorción es facilitada por la interacción entre los grupos fosfato del ADN y los grupos presentes en

las perforaciones de la pared del alofán. El estudio de este tipo de hidrogeles podría ser útil para la generación de nuevas formas de liberación de fármacos con dosis específicas.

6.7 Inmovilización de enzimas

Por su gran área superficial el alofán es un material que sirve como un soporte útil de múltiples tipos de especies, entre estas las enzimas. De esta manera, el alofán se ha evaluado como material de soporte para inmovilizar fosfatasa ácida y evaluar la mineralización de fósforo orgánico de estiércol de ganado descompuesto con complejos de arcillas y nanoarcilla-fosfatasa ácida. Se ha observado que la inmovilización incrementa tanto la actividad enzimática específica como la cinética de la mineralización de fósforo orgánico (Calabi-Floody y col., 2012). Se han obtenido complejos sintéticos por la interacción entre fosfatasa ácida, ácido tánico y alofán natural con el fin de tener un mejor entendimiento de la mineralización de fósforo orgánico. La inmovilización de la fosfatasa en ácido tánico disminuye la actividad enzimática y afecta la cinética, mientras que la inmovilización en alofán incrementa la actividad de la enzima en comparación con la enzima libre, lo que indicaría que este tiene un efecto protector en la conformación de la enzima. La presencia de Mn y Mo en la actividad catalítica de la fosfatasa ácida inmovilizada, en el caso del Mn, disminuye la velocidad en comparación con la fosfatasa libre cuando se añade al mismo tiempo que la enzima; sin embargo, cuando se añade después de la interacción no se observan efectos, no así para el caso de Mo, aunque el efecto es menor cuando se añade después de la interacción enzima arcilla (Rosas y col., 2008).

Se ha estudiado también la estabilización de la actividad de dos fitasas microbianas comerciales luego de su inmovilización en alofán sintético, alofán cubierto con óxidos de hierro y montmorillonita natural. La inmovilización mejora la estabilidad térmica y la resistencia a la proteólisis, además la actividad residual de ambas fitasas fue más alta bajo condiciones ácidas (Menezes-Blackburn y col., 2011).

Los nanomateriales se han convertido en materiales omnipresentes, pues en la actualidad existen productos comerciales que contienen algún tipo

de nanopartícula (Heiligttag y Niederberger, 2013; Nguyen y S., 2020). En Ecuador se consumen productos que contienen nanomateriales, y como en la mayoría de ocasiones no se generan productos de este tipo, a pesar de contar con instituciones de educación superior con capacidad para desarrollar investigación en esta área y con una fuente que puede proveer de estos materiales.

Existe un creciente interés por el desarrollo de nanoproductos naturales, por ejemplo, en los campos de la fito y la nanotecnología, medicina, nutrición, cosmética y agricultura (Griffin y col., 2018). En este contexto, el alofán puede ser utilizado como un material de refuerzo para el diseño de empaques degradables, en agricultura para la liberación controlada de fertilizantes, en medicina para la liberación de fármacos, en el área petrolera como nanofluido para la perforación de pozos, como nanocatalizadores en la refinación de crudo (Rashidi y col., 2018) y en el área ambiental para la reducción de la contaminación (Wilson, 2018).

Es necesario la creación de grupos multidisciplinarios, líneas, programas y proyectos de investigación en el área de nanomateriales, así como el apoyo de los organismos correspondientes que apoyen estudios de este tipo de suelos y de los yacimientos que tienen una considerable concentración de nanopartículas naturales.

7 Conclusiones

Las investigaciones nacionales realizadas en torno a suelos de origen volcánico ecuatorianos se han enfocado en temas que no tienen relación con la nanopartícula de alofán, apenas en los últimos años se evidencian investigaciones sobre alofán. Sin embargo, las investigaciones son realizadas por instituciones ubicadas fuera del país.

El alofán cuenta con propiedades únicas y versátiles como gran área superficial, carga variable, alta retención de humedad, alta porosidad. Se puede extraer a partir de fuentes naturales, pero también se pueden obtener por los diferentes métodos de síntesis mencionados. Tiene potenciales de aplicación para remediación ambiental, extracción de petróleo, catálisis, fotocatalisis, electrocatálisis, empaques inteligentes, nanosensores, soporte de enzimas, fár-

macos y fertilizantes.

Agradecimientos

A la Facultad de Ciencias de la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo.

Al Instituto de Investigaciones de la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo.

A la Secretaría de Educación Superior, Ciencia, Tecnología e Innovación (SENESCYT) del Ecuador.

Referencias

- Abidin, Z. y col. (2011). «B21 Fenton-like Reaction on Degradation of Organic Dye by Natural Allophane». En: *Abstracts of annual meeting of The Clay Science Society of Japan 55th Annual Meeting of The Clay Science Society of Japan*, 124-125. Online: <https://bit.ly/3qfIN84>.
- Alvarado, A., R. Mata y M. Chinchilla (2014). «Arcillas identificadas en suelos de Costa Rica a nivel generalizado durante el período 1931-2014: I. Historia, metodología de análisis y mineralogía de arcillas en suelos derivados de cenizas volcánicas». En: *Agronomía Costarricense* 38.1, 75-106. Online: <https://bit.ly/3liEdkU>.
- Arakawa, S., Y. Matsuura y M. Okamoto (2014). «Allophane-Pt nanocomposite: Synthesis and MO simulation». En: *Applied clay science* 95, 191-196. Online: <https://bit.ly/3fRbrXk>.
- Araujo-Bilmonde, Elking, Liceth Huertas-Tulcanaza y Kenny Párraga-Stead (2020). «Análisis de la producción científica del Ecuador a través de la plataforma Web of Science». En: *Cátedra* 3.2, 150-165. Online: <https://bit.ly/2JwxkiJ>.
- Baldermann, A. y col. (2018). «Removal of barium, cobalt, strontium, and zinc from solution by natural and synthetic allophane adsorbents». En: *Geosciences* 8.9, 309. Online: <https://bit.ly/2JpRDyn>.
- Buytaert, W., J. Deckers y G. Wyseure (2007). «Regional variability of volcanic ash soils in south Ecuador: The relation with parent material, climate and land use». En: *Catena* 70.2, 143-154. Online: <https://bit.ly/3nf75fD>.

- Calabi-Floody, M. y col. (2012). «Improving bio-availability of phosphorous from cattle dung by using phosphatase immobilized on natural clay and nanoclay». En: *Chemosphere* 89.6, 648-655. Online:https://bit.ly/348uSpR.
- Calvache, M (2014). «El suelo y la productividad agrícola en la sierra del Ecuador». En: *XIV Congreso Ecuatoriano de la Ciencia del Suelo*.
- Calvache, M. (2015). «Manejo sostenible de los suelos del Ecuador». En: *VII Congreso Sudamericano de Agronomía, Guayaquil*.
- Cervini-Silva, J. y col. (2014). «Lipid peroxidation and cytotoxicity induced by respirable volcanic ash». En: *Journal of hazardous materials* 274, 237-246. Online:https://bit.ly/347GQQI.
- Cervini-Silva, J. y col. (2015). «The anti-inflammatory activity of natural allophane». En: *Applied Clay Science* 105, 48-51. Online:https://bit.ly/37cQfIE.
- Cervini-Silva, J. y col. (2016). «Anti-inflammatory, antibacterial, and cytotoxic activity by natural matrices of nano-iron (hydr) oxide/halloysite». En: *Applied Clay Science* 120, 101-110. Online:https://bit.ly/3ne763x.
- Chevallier, Tiphaine y col. (2010). «Organic carbon stabilization in the fractal pore structure of Andosols». En: *Geoderma* 159.1-2, 182-188. Online:https://bit.ly/3nqJbO4.
- Elhadi E and, Matsue N. y T. Henmi (2000). «Adsorption of molybdate on nano-ball allophane». En: *Clay science* 11.2, 189-204. Online:https://bit.ly/2W9P46u.
- FAO (2014). *Atlas de suelos de América Latina y el Caribe*. Oficina de Publicaciones de la Unión Europea.
- (2015). *Base referencial mundial del recurso suelo 2014 Sistema internacional de clasificación de suelos para la nomenclatura de suelos y la creación de leyendas de mapas de suelos*.
- Garrido-Ramírez, E. y col. (2012). «Catalytic wet peroxide oxidation of phenol over iron or copper oxide-supported allophane clay materials: Influence of catalyst SiO₂/Al₂O₃ ratio». En: *Microporous and mesoporous materials* 162, 189-198. Online:https://bit.ly/3nj88Lm.
- Garrido-Ramírez, E. y col. (2013). «Characterization of nanostructured allophane clays and their use as support of iron species in a heterogeneous electro-Fenton system». En: *Applied clay science* 86, 153-161. Online:https://bit.ly/37eDhKn.
- Garrido-Ramírez, E. y col. (2016). «Preparation and characterization of bimetallic Fe-Cu allophane nanoclays and their activity in the phenol oxidation by heterogeneous electro-Fenton reaction». En: *Microporous and Mesoporous Materials* 225, 303-311. Online:https://bit.ly/3mmd5C9.
- González, A. (2015). «Los suelos del Ecuador.» En: *XX Congreso Latinoamericano y XVI Congreso Peruano de La Ciencia Del Suelo; Cusco*.
- González, A. (2010). «Suelos de Ecuador». En: *1er Taller Latinoamericano Globalsoilmapping, Rio de Janeiro*.
- Griffin, Sharoon y col. (2018). «Natural nanoparticles: A particular matter inspired by nature». En: *Antioxidants* 7.1, 3. Online:.
- Gutiérrez Coronado, J. (2018). «El mundo “Nano” de Ecuador ¿Cómo de grande es?» En: *Momento* 56E, 65-80. Online:https://bit.ly/2LBIG7j.
- Hashizume, H. y B. Theng (2007). «Adenine, adenosine, ribose and 5-AMP adsorption to allophane». En: *Clays and Clay Minerals* 55.6, 599-605. Online:https://bit.ly/383gGjh.
- Hashizume, H., B. Theng y A. Yamagishi (2002). «Adsorption and discrimination of alanine and alanyl-alanine enantiomers by allophane». En: *Clay Minerals* 37.3, 551-557. Online:https://bit.ly/3ns1EK8.
- Heiligtag, F. y M. Niederberger (2013). «The fascinating world of nanoparticle research». En: *Materials Today* 16.7-8, 262-271. Online:https://bit.ly/37X3vjT.
- Henmi, T. y K. Wada (1976). «Morphology and composition of allophane». En: *American Mineralogist* 61.5-6, 379-390. Online:https://bit.ly/383B3wu.
- Hojamberdiev, M. y col. (2014). «Preparation of Bi₂WO₆-and BiOI-allophane composites for efficient photodegradation of gaseous acetaldehyde under visible light». En: *Applied clay science* 101, 38-43. Online:https://bit.ly/37Zia9p.
- Huang Y.and Lowe, D.and Churchman G.and Schipper L. y A. Rawlence N.and Cooper (2014). «Carbon storage and DNA adsorption in allophanic soils and paleosols». En: *Soil Carbon*. Springer, 163-172. Online:https://bit.ly/3a3BtG1.
- Iyoda, F. y col. (2012). «Synthesis and adsorption characteristics of hollow spherical allophane nano-particles». En: *Applied Clay Science* 56, 77-83. Online:https://bit.ly/3qMQeTD.
- Jansen, B. y K. Nierop (2009). «Methyl ketones in high altitude Ecuadorian Andosols confirm ex-

- cellent conservation of plant-specific n-alkane patterns». En: *Organic Geochemistry* 40.1, 61-69. Online: <https://bit.ly/37e9Fgg>.
- Kaufhold, S. y col. (2010). «Allophane compared with other sorbent minerals for the removal of fluoride from water with particular focus on a mineable Ecuadorian allophane». En: *Applied clay science* 50.1, 25-33. Online: <https://bit.ly/3nsNUPH>.
- Kawachi, T. y col. (2013). «Preparation and characterization of DNA/allophane composite hydrogels». En: *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces* 112, 429-434. Online: <https://bit.ly/3gIH4mh>.
- Matsuura, Y., S. Arakawa y M. Okamoto (2014). «Single-stranded DNA adsorption characteristics by hollow spherule allophane nanoparticles: pH dependence and computer simulation». En: *Applied clay science* 101, 591-597. Online: <https://bit.ly/3qQaxPT>.
- Matsuura, Y. y col. (2013). «DNA adsorption characteristics of hollow spherule allophane nanoparticles». En: *Materials Science and Engineering: C* 33.8, 5079-5083. Online: <https://bit.ly/3ngII0G>.
- Menezes-Blackburn, D. y col. (2011). «Activity stabilization of *Aspergillus niger* and *Escherichia coli* phytases immobilized on allophanic synthetic compounds and montmorillonite nanoclays». En: *Bioresource technology* 102.20, 9360-9367. Online: <https://bit.ly/2JYqkLS>.
- Nguyen, T. y Rajendran. S. (2020). «Chapter 23 - Current commercial nanocosmetic products». En: *Nanocosmetics*. Micro and Nano Technologies. Elsevier.
- Nishikiori, H. y col. (2010). «Removal of detergents and fats from waste water using allophane». En: *Applied clay science* 47.3-4, 325-329. Online: <https://bit.ly/3a9ad9c>.
- Nishikiori, H. y col. (2012). «Photofuel Cells Using Allophane-Titania Nanocomposites». En: *Chemistry Letters* 41.7, 725-727. Online: <https://bit.ly/2K3v17l>.
- Nishikiori, H. y col. (2014). «Reaction in photofuel cells using allophane-titania nanocomposite electrodes». En: *Applied Catalysis B: Environmental* 147, 246-250. Online: <https://bit.ly/37e4nkK>.
- Nishikiori, H. y col. (2015). «Degradation of Trichloroethylene Using Allophane-Titania Nanocomposite Supported on Porous Filter». En: *Chemistry Letters* 44.5, 639-641. Online: <https://bit.ly/3meDx0c>.
- Nishikiori, H. y col. (2017). «Influence of allophane distribution on photocatalytic activity of allophane-titania composite films». En: *Applied Clay Science* 146, 43-49. Online: <https://bit.ly/2Wb3EKV>.
- Ono, Y. y K. Katsumata (2014). «Enhanced photocatalytic activity of titanium dioxide/allophane mixed powder by acid treatment». En: *Applied clay science* 90, 61-66. Online: .
- Opiso, E., T. Sato y T. Yoneda (2009). «Adsorption and co-precipitation behavior of arsenate, chromate, selenate and boric acid with synthetic allophane-like materials». En: *Journal of hazardous materials* 170.1, 79-86. Online: <https://bit.ly/3qRuOVp>.
- Pérez, N. y col. (2016). «Identification of allophane and other semi-crystalline and amorphous phases on pre-Hispanic Mexican adobe earth bricks from Cholula, Mexico». En: *Microchemical Journal* 126, 349-358. Online: <https://bit.ly/2WcA1c8>.
- Podwojewski, P. y N. Germain (2005). «Short-term effects of management on the soil structure in a deep tilled hardened volcanic-ash soil (cangahua) in Ecuador». En: *European journal of soil science* 56.1, 39-51. Online: <https://bit.ly/3oP9A8E>.
- Podwojewski, P. y col. (2002). «Overgrazing effects on vegetation cover and properties of volcanic ash soil in the páramo of Llangahua and La Esperanza (Tungurahua, Ecuador)». En: *Soil Use and Management* 18.1, 45-55. Online: <https://bit.ly/3gGOWF5>.
- Poncelet, O. y J. Jouhannaud (2013). *Use of nanoparticles for the long-term "dry" storage of peroxide radicals (Patent No. US 20130142996 A1)*. URL: <https://bit.ly/3qRIH5S>.
- Rashidi, A. y col. (2018). *Nanotechnology in Oil and Gas Industries*.
- Reinert, L. y col. (2011). «Characterization and boron adsorption of hydrothermally synthesised allophanes». En: *Applied clay science* 54.3-4, 274-280. Online: <https://bit.ly/3oP7Ps9>.
- Rosas, A. y col. (2008). «Catalytic behaviour of acid phosphatase immobilized on natural supports in the presence of manganese or molybdenum». En: *Geoderma* 145.1-2, 77-83. Online: <https://bit.ly/3oOMJKm>.
- Saeki, K., M. Sakai y S. Wada (2010). «DNA adsorption on synthetic and natural allophanes». En:

- Applied Clay Science* 50.4, 493-497. Online: <https://bit.ly/2Wcl3li>.
- Shukla, E. y col. (2013). «A comparative study of arsenate and phosphate adsorption on nano-ball allophane». En: *Clay Science* 17.4, 83-91. Online: <https://bit.ly/3gMy6Vo>.
- Silva-Yumi, J. y col. (2018). «Kinetics, adsorption and desorption of Cd (II) and Cu (II) on natural allophane: effect of iron oxide coating». En: *Geoderma* 319, 70-79. Online: <https://bit.ly/3qVltHa>.
- Toyota, Y. y col. (2017). «Cytotoxicity of natural allophane nanoparticles on human lung cancer A549 cells». En: *Applied Clay Science* 135, 485-492. Online: <https://bit.ly/386ovVw>.
- Triomphe, B. y L. Livermore (2005). «Mineralogical control of organic carbon dynamics in a volcanic ash soil on La Réunion». En: *European Journal of Soil Science* 56, 689-703. Online: <https://bit.ly/384P512>.
- Vaca, J. y S. Lalangui (2018). «Evaluación de métodos de activación del alofán de Santo Domingo de los Tsáchilas». Trabajo de titulación previo a la obtención del título de Ingeniero Químico. Universidad Central del Ecuador.
- Vistoso, E. y col. (2012). «Competitive sorption of molybdate and phosphate in Andisols». En: *Journal of soil science and plant nutrition* 12.1, 59-72. Online: <https://bit.ly/2Lu4FeZ>.
- Wilson, N. (2018). «Nanoparticles: environmental problems or problem solvers?». En: *Bioscience* 68.4, 241-246. Online: <https://bit.ly/3a46bPn>.
- Yu-Huang, H. y col. (2016). «DNA adsorption by nanocrystalline allophane spherules and nanoaggregates, and implications for carbon sequestration in Andisols». En: *Applied Clay Science* 120, 40-50. Online: <https://bit.ly/3gKcN6E>.
- Yu, G. y col. (2012). «Binding of organic ligands with Al (III) in dissolved organic matter from soil: implications for soil organic carbon storage». En: *Environmental science & technology* 46.11, 6102-6109. Online: <https://bit.ly/3me5LIv>.
- Yuan, G. y S. Wada (2012). «Allophane and imogolite nanoparticles in soil and their environmental applications». En: *Nature's nanostructures. Pan Stanford, Singapore*, 494-515. Online: <https://bit.ly/3qWDD0i>.
- Zaenal, A., N. Matsue y T. Henmi (2013). «Adsorption of amines on nano-ball allophane and its molecular orbital analysis». En: *Clay Science* 17.3, 67-73. Online: <https://bit.ly/3r3xv6q>.
- Zehetner, F., W. Miller y L. West (2003). «Pedogenesis of volcanic ash soils in Andean Ecuador». En: *Soil Science Society of America Journal* 67.6, 1797-1809. Online: <https://bit.ly/3abT8v9>.



VOLUMEN DE HUMEDECIMIENTO POR LA APLICACIÓN DE HIDROGEL EN SUELOS DE DIFERENTES TEXTURAS

EFFECTS OF HYDROGEL ON MOISTURE VOLUME IN SOILS WITH DIFFERENT TEXTURES

Rubén Darío Rivera Fernández^{1*}, Carlos Mora Mueckay², Juan Ramón
Moreira Salto¹ y Dídimo Alexander Mendoza Intriago³

¹Carrera de Agropecuaria. Universidad Laica Eloy Alfaro de Manabí - Extensión Chone, Av. Marcos Aray Dueñas, 130301, Chone, Ecuador.

²Universidad Técnica de Manabí, Av. Urbina, y Portoviejo, 130105, Portoviejo, Ecuador.

³Carrera de Agronomía. Universidad Laica Eloy Alfaro de Manabí, Av. Circunvalación 130804, Manta, Ecuador.

*Autor para correspondencia: ruben.rivera@uleam.edu.ec

Manuscrito recibido el 23 de septiembre del 2019. Aceptado, tras revisión, el 14 de septiembre de 2020. Publicado el 1 de marzo de 2021.

Resumen

El estudio tuvo como objetivo determinar el volumen de humedecimiento (bulbo húmedo) del hidrogel aplicado en tres tipos de suelo. Se utilizaron suelos: a) arcilloso (arcilla 52%; limo 32%; arena 16%); b) franco arcilloso limoso (arcilla 36%; limo 56%; arena 6%) c) franco arenoso (arcilla 12%; limo 32%; arena 56%), a los cuales se aplicó hidrogel al 1% de potasio. La aplicación se realizó con hidrogel previamente hidratado, en tres diámetros que fueron: 4.7, 7.0 y 10.5 cm con una longitud de 10 cm donde se obtuvieron los siguientes volúmenes iniciales 173.5, 384.8 y 866 cm^3 que ocupaba el hidrogel. Se midió el volumen de humedecimiento (cm^3), porcentaje de humedad y la hidratación del hidrogel en el suelo. Los resultados indican que el volumen de humedecimiento depende del volumen inicial, de manera que a mayor volumen inicial se tendrá mayor volumen de humedecimiento indiferente del tipo de suelo; sin embargo, el suelo franco arenoso presenta un mayor volumen de humedecimiento, seguramente por la movilidad del agua en el mismo. La zona humedecida incrementa su humedad en un 14% indiferentemente del tipo de suelo. La hidratación del hidrogel en el suelo solo alcanza un 42% en comparación con la hidratación en agua libre. La determinación del volumen de humedecimiento permite estimar la cantidad y ubicación de hidrogel que se debe aplicar en un cultivo en función del bulbo que se requiere formar en el suelo.

Palabras clave: Hidratación en suelo, bulbo húmedo, incremento de humedad, franco arenoso.

Abstract

The objective of the study was to determine the wetting volume (wet bulb) of the hydrogel applied to three types of soil. Soils used were: a) clay (clay 52%; silt 32%; sand 16%); b) silty clay loam (36% clay; 56% silt; 6% sand) c) sandy loam (12% clay; 32% silt; 56% sand), to which 1% potassium hydrogel was applied. The application was made with previously hydrated hydrogel, in three diameters that were: 4.7, 7.0 and 10.5 cm with a length of 10 cm where the following initial volumes were obtained 173.5, 384.8 and 866 cm^3 occupied by the hydrogel. The wetting volume (cm^3), moisture percent, and the hydration of the hydrogel in the soil were measured. The results indicate that the humidification volume depends on the initial volume, so the higher the initial volume, the greater the humidification volume regardless of the type of soil; however, it presents a greater volume of humidification in the sandy loam soil, probably due to mobility of the water in it. The moistened area increases its humidity by 14% regardless of the type of soil. The hydration of the hydrogel in the soil only reaches 42% compared to hydrating it in free water. Determining the volume of wetting allows estimating the amount and location of hydrogel to be applied to a crop based on the bulb that needs to be formed in the soil.

Keywords: Soil hydration, wet bulb, increased humidity, sandy loam.

Forma sugerida de citar: Rivera-Fernández, R.D., Mora-Mueckay, C., Moreira-Salto, J.R. y Mendoza-Intriago, D.A. (2021). Volumen de humedecimiento por la aplicación de hidrogel en suelos de diferentes texturas. La Granja: Revista de Ciencias de la Vida. Vol. 33(1):67-75. <http://doi.org/10.17163/lgr.n33.2021.06>.

IDs Orcid:

Rubén Darío Rivera Fernández: <http://orcid.org/0000-0003-2436-1321>

Carlos Mora Mueckay: <http://orcid.org/0000-0001-8714-4653>

Juan Ramón Moreira Salto: <http://orcid.org/0000-0003-4434-5986>

Dídimo Alexander Mendoza Intriago: <http://orcid.org/0000-0002-6524-3228>

1 Introducción

El hidrogel es usado en la agricultura tanto por sus beneficios económicos como agronómicos (Cisneros y col., 2020), en hortalizas (Pereira y col., 2019) y en cultivos perennes (M'barki y col., 2019). El hidrogel es un polímero hidrófilo, blando, elástico con capacidad de expandirse con el agua, aumentando su peso, pero sin perder su estructura, que en estado deshidratado son cristales (Ahmed, 2015). Sus bondades le han permitido ser usado en áreas como la biomedicina (Nicolson y Vogt, 2001; Amin, Rajabnezhad y Kohli, 2009) y en la agricultura se ha utilizado como elemento para evitar el estrés hídrico en los cultivos (Dragusin y col., 1996) ya que retener agua es sin duda su principal característica (Satriani, Catalano y Scalcione, 2018). Los primeros estudios en esta área datan en los años 70s en la germinación y crecimiento de semillas (Palacios y col., 2016).

Por el momento se conoce la cantidad de aplicación, las mismas que son variadas en función del cultivo y sustrato o suelo a utilizar. Agaba y col. (2011) recomiendan 0,4% de hidrogel en *Agrostis stolonifera* y 2% en suelos arenosos. Jankowski, Jankowska y Sosnowski (2011) aplicaron 50 gm^2 en diferentes sustratos y cultivos. Rivera y col. (2018) encontraron que con la aplicación de entre 2 y 2.5 g/planta en el cultivo de pimiento alcanzaron los mayores rendimientos. Aunque los estudios donde se muestra una alta influencia del hidrogel en los cultivos corresponden cuando hay altas cantidades de hidrogel. Maldonado-Benitez y col. (2011) recomiendan 4 gL^{-1} o mayor, y Chirino, Vilagrosa y Vallejo (2011) mencionan una dosis de 1,5% de hidrogel para obtener una alta efectividad.

Por otro lado, el comportamiento del hidrogel está ligado a las características físicas del suelo en especial la textura (Rivera y Mesías, 2018), lo cual muestra la dinámica del comportamiento del mismo. El hidrogel ha sido muy utilizado en suelos de baja retención de agua (Lopes y col., 2013; Rojas y col., 2004; Idrobo, Rodríguez y Díaz, 2010), también en áreas agrícolas de escasez de precipitaciones o sequías (Santelices, 2005), en donde existen varios tipos de textura del suelo. Además, los experimentos realizados en su mayoría han sido en macetas y en mezclas de sustratos o suelo disturbado (Maldonado-Benitez y col., 2011; Idrobo, Rodríguez

y Díaz, 2010; Najafi, Golchin y Mohebi, 2013; Jankowski, Jankowska y Sosnowski, 2011) lo cual puede tener un comportamiento diferente al aplicarlo en el campo directamente. Fonteno y Bilderback (1993) afirman que la efectividad del hidrogel está determinada por el tipo de suelo o sustrato, básicamente por su porosidad. Barón y col. (2007) mencionan que el hidrogel modifica la dinámica hidráulica del suelo. (Orikiriza y col., 2013) identificaron que el hidrogel provocó una mayor supervivencia de *Picea abies*, *Pinus sylvestris* y *Fagus sylvatica* en suelos arenosos.

De igual forma, frecuentemente se relaciona el hidrogel con el manejo del recurso hídrico en los cultivos, en lo referente al intervalo de riego (Wadas y col., 2010; Yazdani, Allahdadi y Akbari, 2007) en especial en el establecimiento de cultivos forestales (Hüttermann, Zommorodi y Reise, 1999; Al-Humaid y Moftah, 2007; Agaba y col., 2010). Sin embargo, también hay estudios que demuestran que la presencia del hidrogel no influye significativamente. Wang (1989) al estudiar la aplicación de hidrogel en *Codiaeum variegatum* encontró que no existe un crecimiento diferente comparado con el control; sin embargo, si evita su marchitamiento. Geesing y Schmidhalter (2004), indican que la aplicación de hidrogel no muestra ningún beneficio en la supervivencia o el crecimiento de *Triticum aestivum*. Esta variación de criterios hace creer que existen aspectos no considerados al momento del uso de hidrogel en los cultivos. Entre ellos esta área o volumen de humedecimiento (bulbo húmedo) que provoca el hidrogel en el suelo, lo cual sería necesario para saber la ubicación del producto en el suelo. Las raíces de las plantas pueden ampliar su sistema radicular con mayor volumen de humedad en el suelo, lo que permitiría hacerlo más eficiente, incluso cuando se coloca el producto de forma localizada en los cultivos. Con este antecedente, el objetivo fue determinar el volumen de humedecimiento del hidrogel en diferentes diámetros y tipos de suelos.

2 Materiales y métodos

2.1 Material experimental

El estudio se realizó en el Laboratorio de suelo y agua de la Universidad Laica Eloy Alfaro de Manabí, Chone-Ecuador. Se utilizó como material experimental al hidrogel tipo agrícola NewGel G, distri-

buido por Marketing del Ecuador y fabricado por Whidden Industrial Park, el mismo que presenta la siguiente composición: Polímero de Acrilamina de potasio al 99,9% y potasio 0,01%. Se utilizó suelo de origen fluvial (*Mollic Udifluvent.*) y coluvial (*Vertic Hapluodoll*). Se realizó un análisis de textura por el método de pipeteo para separar las partículas de

arena limo y arcilla y la clasificación textural por el triángulo de textura (Moorberg y Crouse, 2017). Se utilizaron para el estudio tres clases texturales: a) arcilloso (arcilla 52%; limo 32%; arena 16%); b) franco arcilloso limoso (arcilla 36%; limo 56%; arena 6%) c) franco arenoso (arcilla 12%; limo 32%; arena 56%).

Tabla 1. Promedios de los parámetros finales del orificio donde se colocó el hidrogel en los diferentes suelos.

Suelo Franco Arenoso			
Diámetro final (cm)*	9,3±0,9	12,8±1,1	17,5±1,6
Longitud final (cm)*	13,2±0,2	13,7±0,1	1,7±0,3
Volumen humedecido (cm ³)*	723,2±24,2	902±35,2	1539,4±56,3
Suelo franco arcilloso limoso			
Diámetro final (cm)*	9,02±0,8	13±0,7	14,22±1,1
Longitud final (cm)*	13±1,8	12,3±1,3	12,2±1,2
Volumen humedecido (cm ³)*	657,2±22,4	1247,8±54,2	1071,6±48,6
Suelo Arcilloso			
Diámetro final (cm)*	7,1±0,6	10,6±1,1	14,06±1,7
Longitud final (cm)*	12,4±1,8	12,3±2,0	12,5±1,9
Volumen humedecido (cm ³)*	317,4±23,6	700,6±31,1	1074,8±49,3

*Parámetros iniciales: Diámetro (cm): 4,7; 7; 10,5; Longitud: 10 cm.

Volumen: 173,5; 384,8; 865,9 cm³; valores respectivamente de cada columna.

2.2 Manejo experimental

Para la ejecución del experimento se utilizó un recipiente transparente (vidrio) que permitió visualizar la humedad que provocaba el hidrogel en el suelo. Este mismo tuvo una capacidad de 0,027 m³ con dimensiones de 0,30 m en todos sus lados. En el cual se colocaron las muestras de los diferentes tipos de suelo. Las muestras de suelo fueron tomadas y secadas previa la colocación en los recipientes.

2.3 Volumen de humedecimiento

Para medir esta variable se utilizó hidrogel previamente hidratado según lo recomendado por Rivera y Mesías (2018), quienes sugieren 100 mL de agua por cada gramo de hidrogel. Posteriormente se colocó en orificios que poseían los siguientes diámetros 4,7; 7,0 y 10,5 cm y a una profundidad de 15 cm, de los cuales 10 cm fueron ocupados dejando 5 cm de suelo que cubrían al producto. Posteriormente se dejó por 24 horas al ambiente sin protección de los rayos solares. Se midió la distancia del humedecimiento desde los bordes del producto hasta los cambios de tonalidad oscura provocada por

la humedad del hidrogel en el suelo, obteniendo el diámetro (cm), longitud (cm) y el volumen (cm³); se calculó ajustando los valores a la ecuación de un cilindro (1), obteniendo un volumen inicial de 173,5; 384,8 y 866 cm³.

$$V = \pi * r^2 * h \quad (1)$$

Donde, V es el volumen en cm³, r es la radio del orificio (cm) y h es la longitud (cm) del orificio contenido con hidrogel.

2.4 Humedad del suelo

El porcentaje de humedad se midió antes y después (24 horas) de aplicado el hidrogel. Se tomó la muestra de la sección del suelo humedecida por el hidrogel y por gravimetría se determinó el porcentaje de humedad. Se determinó el incremento de la humedad, tomando en cuenta la humedad inicial del suelo y la humedad final. Este procedimiento se llevó a cabo en cada tipo de suelo y por triplicado.

2.5 Hidratación del hidrogel en el suelo

Para estimar la hidratación del hidrogel en el suelo, se colocó 2 g de hidrogel sin hidratar en un tamiz #60, al cual se ubicó en suelo seco de los diferentes tipos de suelo en estudio. Con este procedimiento se evitó que se dispersara el hidrogel al momento de hidratarse y medir su hidratación. Posteriormente se aplicó agua suficiente simulando el riego por superficie y goteo, hasta lograr el suelo a capacidad de campo. Después de una hora de aplicado el agua de riego se retiró el tamiz con hidrogel y se separó el hidrogel hidratado del suelo, se pesó y estimó el porcentaje de hidratación, en comparación con la hidratación en agua libre.

3 Resultados y Discusión

3.1 Volumen de humedecimiento del suelo

En la Tala 1 se puede apreciar los parámetros finales de la sección humedecida del suelo en los diferentes suelos. Se observa que el diámetro final de hume-

decimiento está en función del diámetro inicial, con cierta tendencia a aumentar mientras mayor sea el diámetro inicial. La longitud varió debido a un aumento del humedecimiento de la parte inferior del bulbo inicial; en la parte superior no presentó un aumento considerable, el mismo que fue depreciable. El aumento en la parte inferior tuvo menor variación con respecto al diámetro, aumentando hasta 4,7 cm en el suelo franco arenoso. Estos parámetros evidencian el movimiento del agua vertical y horizontal en el suelo, el mismo que está directamente relacionado con la característica textural del suelo, lo cual fue evidente al evaluar esta variable en los diferentes suelos. Por otro lado, el volumen final tuvo un aumento considerable y el mismo estuvo en función del tipo de suelo, siendo el suelo franco arenoso el de mayor humedecimiento, coincidiendo con lo mencionado por Rivera y Mesías (2018), quienes relacionan el comportamiento del hidrogel con la textura del suelo y esta a su vez con la superficie especificada del suelo (Ruiz y col., 2016) que también depende de la textura del suelo. Narjary y col. (2012), mencionan que el hidrogel suele ser más eficiente en suelo arenosos que en suelos pesados.

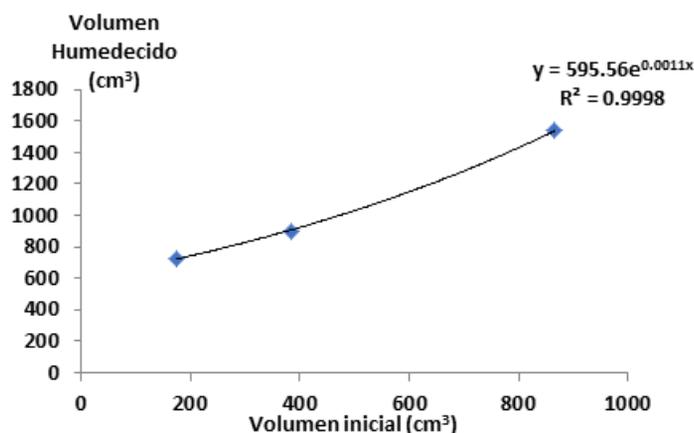


Figura 1. Relación entre volumen inicial y el volumen humedecimiento final en el suelo arenoso.

Los suelos arenosos tienen una mayor facilidad para la infiltración del agua en comparación con los suelos pesados, de manera que se puede deducir que el agua contenida en la cápsula de hidrogel, cuando pasa al suelo, tiene un comportamiento similar al aplicar agua de riego, con la diferencia que las cantidades de agua contenidas en el hidrogel son pequeñas comparadas al riego tradicional y que es-

ta entrega de agua al suelo ocurre cuando el suelo ejerce una alta presión matricial y cuando el suelo tiene menor humedad, lo cual es consistente debido a que el menor contenido de humedad inicial (franco-arenoso) lo presentó el suelo de mayor volumen de humedecimiento. No obstante, esta conjetura debe ser corroborada en experimentos diseñados para este fin, dado que no fue considerado en es-

ta investigación. Por otro lado, el volumen inicial es directamente proporcional al volumen de humedecimiento, aunque esta condición solo se cumplió en el suelo franco arenoso y arcilloso (Figura 1 y 3), en cambio el suelo franco arcilloso limoso no presentó una tendencia (Figura 2). Es necesario tener en claro que la determinación del bulbo húmedo formado

por el hidrogel es importante para decidir dónde colocar el producto en función del sistema radicular, con el fin de estimar la cantidad de hidrogel a aplicar y el diámetro y profundidad del orificio donde se pretenda colocar el hidrogel para que las raíces puedan captar agua para su desarrollo.

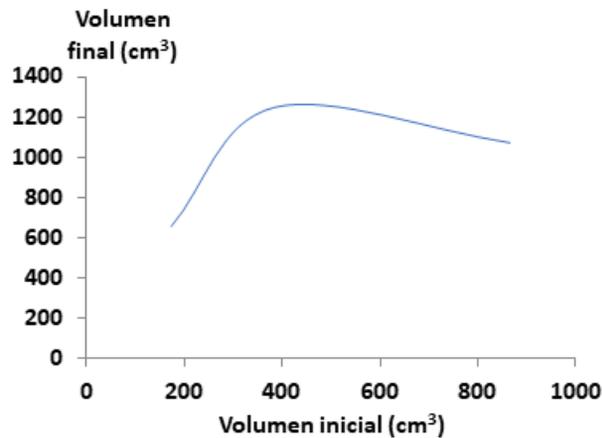


Figura 2. Tendencia del volumen inicial y final en el suelo franco.

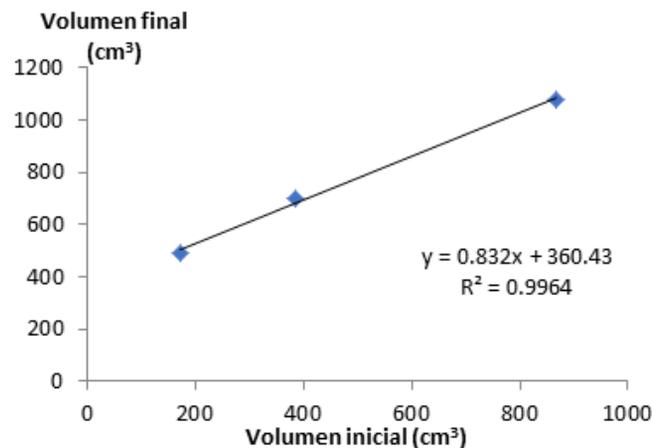


Figura 3. Tendencia de la relación entre el volumen inicial y final en el suelo arcilloso.

3.2 Humedad del suelo

El porcentaje de humedad de la zona de humedecimiento del suelo se presenta en el Tabla 2, donde se observa que el incremento de la humedad es de alrededor de 14% sin importar el tipo de suelo. Estos valores son similares a los encontrados por Rivera y Mesías (2018) aunque difieren en el suelo franco

donde el incremento que encontraron fue de 17,4%. Con esta tendencia se podría sugerir un incremento del 14% de la humedad del suelo en un suelo seco. Es posible que el suelo, al tener baja humedad, refleje de mejor manera la humedad del suelo por la acción del hidrogel, por tanto, es necesario realizar estudio con diferentes niveles de humedad del suelo.

Tabla 2. Aumento de la humedad con la aplicación de hidrogel en los tres suelos.

Tipos de suelo	Humedad inicial % (Suelo seco)	Porcentaje de humedecimiento (%)
Arenoso	4,7	18,8±0,8
Franco	6,5	20,8±1,2
Arcilloso	8,6	22,8±1,5

3.3 Hidratación del hidrogel en el suelo

La hidratación del hidrogel del suelo es menor al del porcentaje de la hidratación en agua (Figura 4), apenas llega al 42% con respecto a la hidratación en agua. De manera que si se pretende colocar el hidrogel en el suelo sin previa hidratación se debe tener en cuenta su capacidad de hidratar al suelo y por ende a la planta.

Este porcentaje de hidratación responde inde-

pendientemente del tipo de riego que se realice. La información referente a esta hidratación del hidrogel en el suelo no está definida en la literatura científica, aunque se recomienda ampliamente en los cultivos, principalmente en los forestales. El hecho que no se hidrate en igual proporción que la hidratación que sucede en agua libre indica que es posible que el suelo realice una resistencia, logrando que el hidrogel no se expanda normalmente y por ende no absorba el agua a plenitud.

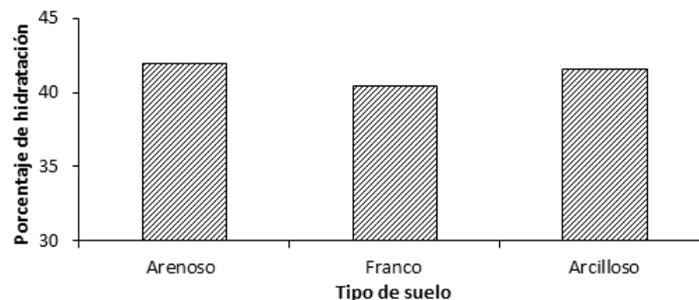


Figura 4. Porcentaje de hidratación del hidrogel en el suelo con respecto a la hidratación en agua libre.

4 Conclusiones

El volumen de humedecimiento del hidrogel ocurre en función del tipo de suelo y del volumen inicial del hidrogel en el suelo. Con un comportamiento exponencial, el suelo franco arenoso presenta mayor facilidad para formar un mayor bulbo húmedo a diferencia de los demás suelos. La zona humedecida por el hidrogel tiene un incremento de la humedad alrededor del 14% con respecto al contenido inicial, indiferente del tipo de suelo, con la posibilidad de llevar al suelo a capacidad de campo.

Al aplicar hidrogel sin hidratar en el suelo, éste no podrá hidratarse con la misma magnitud que en agua libre, debido a que el suelo ejerce presión

y dificulta que la partícula de hidrogel se hidrate normalmente. En todos los suelos se logró una hidratación del 42% con respecto a la hidratación en agua libre. Es importante considerar que el conocer el comportamiento del hidrogel en el suelo optimizará su uso, por tanto, se deben considerar estudios sobre su estabilidad, rehidratación y duración en el suelo con cultivos en producción.

Referencias

Agaba, H. y col. (2011). «Hydrogel amendment to sandy soil reduces irrigation frequency and improves the biomass of *Agrostis stolonifera*». En:

- Agricultural Sciences* 2.04, 544. Online:https://bit.ly/3m6MKZg.
- Agaba H. and Baguma Orikiriza, L. y col. (2010). «Effects of hydrogel amendment to different soils on plant available water and survival of trees under drought conditions». En: *Clean-Soil, Air, Water* 38.4, 328-335. Online:https://bit.ly/2J3KZ0U.
- Ahmed, E. (2015). «Hydrogel: Preparation, characterization, and applications: A review». En: *Journal of advanced research* 6.2, 105-121. Online:https://bit.ly/368Sdct.
- Al-Humaid, A. y A. Moftah (2007). «Effects of hydrophilic polymer on the survival of buttonwood seedlings grown under drought stress». En: *Journal of Plant Nutrition* 30.1, 53-66. Online:https://bit.ly/3q0ILB7.
- Amin, S., S. Rajabnezhad y K. Kohli (2009). «Hydrogels as potential drug delivery systems». En: *Scientific Research and Essays* 4.11, 1175-1183. Online:https://bit.ly/37cxaFk.
- Barón, A. y col. (2007). «Evaluación de hidrogeles para aplicaciones agroforestales». En: *Ingeniería e Investigación* 27.3, 35-44. Online:https://bit.ly/2JfcbnQ.
- Chirino, E., A. Vilagrosa y V. R. Vallejo (2011). «Using hydrogel and clay to improve the water status of seedlings for dryland restoration». En: *Plant and Soil* 344.1-2, 99-110. Online:https://bit.ly/3mfboHk.
- Cisneros, E. y col. (2020). «Efecto de los polímeros en la economía del agua». En: *Revista Ingeniería Agrícola* 10.1, 21-27. Online:http://opn.to/a/uApBC.
- Dragusin, M. y col. (1996). «Hydrogels used for medicine and agriculture». En: *Gels*. Springer, 123-125. Online:https://bit.ly/3fFIVc8.
- Fonteno, W. y T. Bilderback (1993). «Impact of hydrogel on physical properties of coarse-structured horticultural substrates». En: *Journal of the American Society for Horticultural Science* 118.2, 217-222. Online:https://bit.ly/3fFmR08.
- Geesing, D. y U. Schmidhalter (2004). «Influence of sodium polyacrylate on the water-holding capacity of three different soils and effects on growth of wheat». En: *Soil use and management* 20.2, 207-209. Online:https://bit.ly/39kL4YB.
- Hüttermann, A., M. Zommorodi y K. Reise (1999). «Addition of hydrogels to soil for prolonging the survival of *Pinus halepensis* seedlings subjected to drought». En: *Soil and tillage research* 50.3-4, 295-304. Online:https://bit.ly/2V8ltdh.
- Idrobo, H., A. Rodríguez y J. Díaz (2010). «Comportamiento del hidrogel en suelos arenosos». En: *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente* 9, 33-37. Online:https://bit.ly/33kSVS0.
- Jankowski, K., J. Jankowska y J. Sosnowski (2011). «Rooting properties of lawn grasses established on the basis of red fescue in the aspect of the applied hydrogel». En: *Acta Scientiarum Polonorum. Agricultura* 10.4, 69-78. Online:https://bit.ly/36dDFs1.
- Lopes, J. y col. (2013). «Sobrevivência e crescimento inicial de pinhão-mansão em função da época de plantio e do uso de hidrogel». En: *Ciência Florestal* 23.3, 489-498. Online:https://bit.ly/3nZYUDS.
- Maldonado-Benitez, K. y col. (2011). «Producción de *Pinus greggii* Engelm. en mezclas de sustrato con hidrogel y riego, en vivero». En: *Agrociencia* 45.3, 389-398. Online:https://bit.ly/3mii2g2.
- Moorberg, Colby J. y David A. Crouse (2017). *Soils Laboratory Manual, K-State Edition*. URL: https://newprairiepress.org/ebooks/15.
- M'barki, N. y col. (2019). «Cultivar dependent impact of soil amendment with water retaining polymer on olive (*Olea europaea* L.) under two water regimes». En: *Agricultural Water Management* 216, 70-75. Online:https://bit.ly/2HMv06E.
- Najafi, F., A. Golchin y M. Mohebi (2013). «The effects of Aquasorb water-absorbing polymer and irrigation frequency on yield, water use efficiency and growth indices of greenhouse cucumber». En: *J. Sci. & Technol. Greenhouse Culture* 4.15, 14-22. Online:https://bit.ly/3q8LqHB.
- Narjary, B. y col. (2012). «Water availability in different soils in relation to hydrogel application». En: *Geoderma* 187, 94-101. Online:https://bit.ly/2V87TX0.
- Nicolson, P. y J. Vogt (2001). «Soft contact lens polymers: an evolution». En: *Biomaterials* 22.24, 3273-3283. Online:https://bit.ly/36aEMsD.
- Oriquiriza, L. y col. (2013). «Effects of hydrogels on tree seedling performance in temperate soils before and after water stress». En: *Journal of Environmental Protection* 4.07, 713-721. Online:https://bit.ly/3o2FNZT.
- Palacios, A. y col. (2016). «Hidrogel como mitigador de estrés hídrico: una revisión.» En: *Revista Ibe-*

- roamericana de Ciencias 3.5, 80-90. Online:https://bit.ly/39nnk5Z.
- Pereira, B. y col. (2019). «Watermelon initial growth under different hydrogel concentrations and shading conditions.» En: *Revista Caa-tinga* 32.4, 915-923. Online:https://bit.ly/3mdKvnb.
- Rivera, R. y F. Mesías (2018). «Absorción de agua de hidrogel de uso agrícola y su humedecimiento de tres tipos de suelo.» En: *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias* 50.2, 15-21. Online:https://bit.ly/39l9aCw.
- Rivera, R. y col. (2018). «Hydrogel for improving water use efficiency of Capsicum annuum crops in Fluvisol soil.» En: *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias* 50.2, 23-31. Online:https://bit.ly/39l9aCw.
- Rojas, B. y col. (2004). «Estudio de la germinación de semillas de tomate en suelos áridos extraídos de la península de Araya (Venezuela) al utilizar polímeros de tipo hidrogeles.» En: *Revista Iberoamericana de Polímeros* 5.1, 17-27. Online:https://bit.ly/3o1IYkr.
- Ruiz, H. A. y col. (2016). «La superficie específica de oxisoles y su relación con la retención hídrica.» En: *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias* Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza. Argentina. 48.2, 95-105. Online:https://bit.ly/39s9EHf.
- Santelices, R. (2005). «Desarrollo de una plantación de Eucalyptus globulus establecida en primavera con diferentes tratamientos de riego.» En: *Bosque (Valdivia)* 26.3, 105-112. Online:https://bit.ly/3mg982n.
- Satriani, A., M. Catalano y E. Scalcione (2018). «The role of superabsorbent hydrogel in bean crop cultivation under deficit irrigation conditions: A case-study in Southern Italy.» En: *Agricultural Water Management* 195, 114-119. Online:https://bit.ly/3o2h4EV.
- Wadas, J. y col. (2010). «Uso de hidrogel na sobrevivência de mudas de Eucalyptus urograndis produzidas com diferentes substratos e manejos hídricos.» En: *Ciência Florestal* 20.2, 217-224. Online:https://bit.ly/3q90OE8.
- Wang, Y. (1989). «Medium and hydrogel affect production and wilting of tropical ornamental plants.» En: *HortScience* 24.6, 941-944. Online:.
- Yazdani, F., I. Allahdadi y G. A. Akbari (2007). «Impact of superabsorbent polymer on yield and growth analysis of soybean (Glycine max L.) under drought stress condition.» En: *Pakistan journal of biological sciences: PJBS* 10.23, 4190-4196. Online:https://bit.ly/3fHKCol.



ECOEficiENCIA DE LOS MODELOS DE PRODUCCIÓN AGRÍCOLA DE MAÍZ DURO Y SU INFLUENCIA AL CAMBIO CLIMÁTICO EN SHUSHUFINDI ECUADOR

ECO-EFFICIENCY OF THE MODELS OF AGRICULTURAL PRODUCTION OF HARD
CORN AND ITS INFLUENCE ON CLIMATE CHANGE IN SHUSHUFINDI ECUADOR

Ingrid Estefanía Pinzón Colmenares*^{id} y Lenin Javier Ramírez Cando^{id}

Maestría de Investigación en Cambio Climático, Sustentabilidad y Desarrollo. Universidad Andina Simón Bolívar, 170143, Quito, Ecuador.

*Autor para correspondencia: ipinzong7@gmail.com

Manuscrito recibido el 16 de julio de 2019. Aceptado, tras revisión, el 21 de septiembre 2020. Publicado el 1 de marzo de 2021.

Resumen

La ecoeficiencia se define como la cantidad o valor económico de un producto por su influencia ambiental e identifica en términos socioeconómicos y ambientales la sostenibilidad de un sistema. El objetivo de esta investigación fue evaluar la ecoeficiencia de tres modelos de producción agrícola de maíz duro presentes en el cantón Shushufindi, Ecuador. Los modelos identificados en el estudio fueron el modelo convencional (MC), semi-convencional (MS) y tradicional (MT). La influencia ambiental se determinó mediante dos indicadores de impacto contemplados en el Análisis de Ciclo de Vida, como son las emisiones de GEIs, según las directrices del IPCC (2006a) y la huella hídrica (HH), a través de los componentes dados por Hoekstra y col., (2011). Para la evaluación de la ecoeficiencia se consideraron los lineamientos de Ribal y col. (2009), aplicando un modelo de optimización por programación no lineal (GLP). Las emisiones de GEIs del MC fueron de 2926,92 kgCO₂eq ha⁻¹año⁻¹ y una HH de 1157,86 m³ ton⁻¹, el MS contribuyó con 1209,45 kgCO₂eq ha⁻¹año⁻¹ y una HH de 1201,85 m³ ton⁻¹, mientras que las emisiones del MT fueron de 570 kgCO₂eq ha⁻¹ año⁻¹ y una HH de 1008,16 m³ ton⁻¹. Se determinó que el MT es el modelo más ecoeficiente con un valor de 0,99. Los resultados permitieron conocer los impactos asociados a los modelos de producción agrícola de maíz y su contribución al Cambio Climático (CC) en ecosistemas sensibles como los que alberga la Amazonía ecuatoriana, para que de esta manera se implementen prácticas agrícolas sostenibles.

Palabras clave: Ecoeficiencia, GEIs, huella hídrica, Cambio Climático, maíz.

Abstract

Eco-efficiency is defined as the quantity or economic value of a product by its environmental influence, and it identifies the sustainability of a system in socio-economic and environmental aspects. The objective of this research was to evaluate the ecoefficiency of three models of agricultural production of hard corn present in the Shushufindi canton, Ecuador. The models identified in the study were the conventional model (MC), semi-conventional (MS) and traditional (MT). The environmental influence was determined through two impact indicators contemplated in the Life Cycle Analysis, such as GHG emissions, according to the IPCC guidelines IPCC (2006a), and the water footprint (HH) through the components stated by Hoekstra y col., (2011). For the evaluation of ecoefficiency, the guidelines of Ribal y col. (2009) were considered, applying a non-linear programming optimization (LPG) model. GHG emissions per MC were 2926.92 kgCO₂eq ha⁻¹ year⁻¹ and an HH of 1157.86 m³ ton⁻¹, MS contributed 1209.45 kg CO₂eq ha⁻¹ year⁻¹ and a HH of 1201.85 m³ ton⁻¹, while the resulting MT emissions were 570 kg CO₂eq ha⁻¹ year⁻¹ and a HH of 1008.16 m³ ton⁻¹, and it was determined that the MT is the most eco-efficient model with a value of 0.99. The results allowed to know the impacts associated to the models of agricultural production of maize, its contribution to the Climate Change (CC) in sensitive ecosystems like those of the Ecuadorian Amazon, so that in this way sustainable agricultural practices are implemented.

Keywords: Climate Change, greenhouse gases, water footprint, eco-efficiency, corn.

Forma sugerida de citar: Pinzón-Colmenares, I.E. y Ramírez Cando, I.J. (2021). Ecoeficiencia de los modelos de producción agrícola de maíz duro y su influencia al cambio climático en Shushufindi Ecuador. *La Granja: Revista de Ciencias de la Vida*. Vol. 33(1):76-91. <http://doi.org/10.17163/lgr.n33.2021.07>.

IDs Orcid:

Ingrid Estefanía Pinzón Colmenares: <http://orcid.org/000-0002-5963-1021>

Lenin Javier Ramírez Cando: <http://orcid.org/0000-0002-4855-4796>

1 Introducción

Entre las problemáticas que han surgido entorno a la producción agrícola se destaca el impacto ambiental asociado al tipo y dosificación de fertilizantes y fitosanitarios, uso de maquinarias, sistemas de riego, semillas certificadas entre otras, que de una u otra forman impactan a los recursos agua, suelo y aire. Sin embargo, surgen diversas opciones para establecer mejores prácticas agrícolas que integren los aspectos ambientales y económicos, fomentando la sostenibilidad en la producción agrícola. En este sentido, se origina el concepto de ecoeficiencia, definido por Masuda (2016) como la cantidad o valor del producto por la influencia ambiental “valor económico/impactos ambientales”. En el caso de la ecoeficiencia en la agricultura, Rodríguez (2018) conceptualiza a la ecoeficiencia como la capacidad que tiene un sistema de uso de tierra de ser sostenible en términos económicos, sociales y ambientales. En el caso de la ecoeficiencia en la agricultura, Rodríguez (2018) conceptualiza a la ecoeficiencia como la capacidad que tiene un sistema de uso de tierra de ser sostenible en términos económicos, sociales y ambientales. Dentro de este contexto, los gases de efecto invernadero (GEIs) constituyen factores importantes de cambio climático (CC) debido a su potencial de calentamiento global (GWP, por sus siglas en inglés) (IPCC, 2013). El incremento de los GEIs está asociado a las actividades realizadas por los sectores económicos, como es el caso del sector agrícola que ha contribuido con el 24% de las emisiones globales (IPCC, 2014). El IPCC (2015) reportó que las emisiones provenientes por el sector agrícola a nivel global fueron de 11,76 Gt CO₂eq. Para el caso del Ecuador, las emisiones en el año 2012 fueron de 14 512,88 Gg de CO₂eq que corresponden a gases como el CO₂, el CH₄ y N₂O procedentes de suelos agrícolas (46,37%), fermentación entérica (43,43%), cultivo de arroz (7,48%), manejo de estiércol (2,34%) y la quema de residuos agrícolas (0,39%) (MAE, 2017). El incremento de estos GEIs puede provocar graves alteraciones ecológicas y económicas, además de cambios impredecibles en los sistemas climáticos (OMM, 2017).

Considerando que el sector agrícola es uno de los más influyentes en términos de emisiones GEI, para el año 2018 los cultivos transitorios ocuparon el 15,1% de la superficie total agropecuaria del Ecuador que corresponden a 5,3 millones de hectáreas

(INEC, 2019). Los cultivos transitorios con mayor participación de superficie sembrada son: el maíz duro seco (40,7%), el arroz (32,1%) y la papa (2,5%) (INEC, 2019). El mosaico agropecuario presente en el territorio ecuatoriano ha ido reemplazando ecosistemas nativos como son los páramos y los bosques, como se evidenció entre los años 2008 y 2014, donde la expansión del cultivo de maíz causó la mayor parte del cambio de uso de suelo con el 42%, seguido por el cacao (15,32%), la palma africana (14,5%) y el café (11,18%) (Lasso, 2017). Además, el 80% del maíz es utilizado como materia prima para la agroindustria en la elaboración de balanceados destinados a la alimentación de animales como aves y porcinos (Baca, 2016).

En Ecuador, la provincia con mayor producción de maíz duro seco es Los Ríos con 38,8% del total nacional, lo que corresponde a 602 mil Tm y una superficie sembrada de 383 399 ha (INEC, 2019). De acuerdo a los datos de la Encuesta de Superficie y producción Agropecuaria Continua (ESPAC), en el año 2017 la producción de maíz en Los Ríos disminuyó un 4,88% y se evidenció un incremento de la producción de maíz en provincias que no eran productoras de este grano a gran escala, tal es el caso de la provincia de Sucumbíos que tuvo una superficie total sembrada del 1,99% de la superficie nacional equivalente a 7732 ha (INEC, 2017). Particularmente, en el cantón Shushufindi, la producción agrícola de maíz está conformada por pequeños y medianos productores dispersos en el territorio cantonal. En el cantón, en parroquias como Shushufindi central, Siete Julio y San Roque se siembran alrededor de 1018 ha de maíz (GAD Shushufindi, 2015).

El maíz se cultiva de manera tradicional en chacra bajo una dinámica de agricultura familiar donde existe la rotación y asociación de cultivos (GADP Limoncocha, 2015). Por otra parte, el modelo productivo comunitario está siendo remplazado por un modelo productivo mecanizado e industrial (Maza, 2015), y está acompañado por paquetes tecnológicos que contienen semillas certificadas e insumos como fertilizantes, herbicidas, insecticidas, además de maquinaria como desgranadoras, cosechadoras de maíz y tractores (GAD Provincial Sucumbíos, 2015; MAG, 2017; GADPR Siete de Julio, 2018). Por todo lo expuesto, los objetivos planteados para la investigación son caracterizar los modelos agrícolas de maíz duro presentes en Shushufindi, estimar las

emisiones de GEIs y consumo de agua dulce y determinar la ecoeficiencia de los modelos de producción de maíz.

2 Métodos

La investigación se basó en los lineamientos planteados por Ribal y col. (2009), el primer paso fue especificar y caracterizar los escenarios o modelos a estudiar. A continuación, se realizó una evaluación ambiental de los modelos mediante el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) que contempla dos categorías de impacto: Calentamiento Global (emisiones de GEIs) y consumo de agua dulce (huella hídrica), a su vez, se efectuó una evaluación económica de estos modelos a través del modelo KyK desarrollado por Kuosmanen y Kortelainen. Finalmente, se integraron las dos evaluaciones anteriores utilizando un modelo de programación no lineal GLP (Graphic Linear Optimizer, por sus siglas en inglés) para determinar de esta manera cual modelo tradicional, semiconvencional o convencional es más ecoeficiente en términos socioeconómicos y ambientales.

2.1 Caracterización e identificación de los modelos:

Se identificaron tres modelos agrícolas de maíz presentes en la zona de estudio, el modelo convencional (MC), modelo semi-convencional (MS) y el modelo tradicional (MT), estos modelos fueron caracterizados tomando en cuenta los atributos de Martínez (2008) y otros atributos adecuados para el estudio como se presentan en la Tabla 1.

Adicionalmente, los modelos MC, MS y MT fueron georreferenciados con ayuda de un vehículo aéreo no tripulado (UAV por sus siglas en inglés). Posteriormente se procesó la información en un GIS (ArcGIS®), en el cual se identificó la ubicación y

área de las parcelas identificadas para cada modelo (Tabla 2). La distribución geográfica del cultivo de maíz en Shushufindi fue realizada mediante los datos otorgados por el inventario SIPA (Sistema de Información Pública Agropecuaria) (Figura 1).

Una vez identificados los modelos se realizaron entrevistas semiestructuradas a los productores maiceros con el fin de recopilar información para los factores socioeconómico y ambiental, efectuando un muestreo por conveniencia y consecutivo (muestreo no probabilístico). En campo se recolectaron muestras de suelo-raíz y biol para un posterior análisis en el laboratorio. Los parámetros edafológicos analizados en las muestras fueron materia orgánica (MO), carbón orgánico (CO), pH, textura y humedad, y para el caso del biol se analizó Nitrógeno (N), Fósforo (P) y Potasio (K). Todas las muestras fueron analizadas en laboratorios acreditados (LABSU y AGROCALIDAD).

2.2 Evaluación ambiental

La influencia ambiental se determinó mediante el Análisis de Ciclo Vida para la agricultura «ACV agrícola» siguiendo la metodología de Arango, Carmona y Romero (2014) y las recomendaciones de Ramírez-Cando y Spugnoli (2016), Oliveral, Cristobal y Saizar (2016), Ramírez-Cando y col. (2017) e IHOBE (2009).

2.2.1 Límite del sistema a evaluar

El sistema evaluado se limitó desde la fase de producción agrícola hasta la fase de distribución del maíz. Se incluyen datos de entrada/inputs (recursos, materias primas, insumos, transporte, energía etc.) y salidas/outputs (emisiones al aire (GEIs-GWP), agua y suelo, residuos y subproductos) como se presentan en la Figura 2.

Tabla 1. Caracterización de los modelos de producción de maíz en Shushufindi.

Caracterización atributo	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3
	Modelo convencional (MC)	Modelo semi-convencional (MS)	Modelo tradicional (MT)
Energía	Predomina uso de energía fósil (gas-petróleo)	Predomina uso de energía fósil (gas-petróleo) – o alternativas (solar)	Uso de energía renovable (solar) menor predominio de combustibles fósiles
Escala	Área de producción >1 ha	Parcelas de 0,5 ha Cuadrilla 0,71 ha ≤ 1 ha	Área de producción Parcela, chacra
Objetivo	Comercio	Comercio – autoconsumo	Autoconsumo – (poco o nada al comercio)
Fuerza de trabajo	Asalariada - Jornal	Jornal – Familiar – mingas	Familiar – Comunal
Diversidad	Monocultivo Baja diversidad	Monocultivo – Asociados Baja diversidad	Policultivo Alta Diversidad
Productividad	“Irregular en el tiempo, con alta productividad laboral; baja productividad ecológica y energética” (Martínez, 2008).	“Irregular en el tiempo, con alta productividad laboral; baja productividad ecológica y energética” (Martínez, 2008).	“Regular en el tiempo. Alta productividad ecológico – energética; baja productividad en el trabajo” (Martínez, 2008).
Semilla	Modificada, Híbrido	Curada	Criollo
Maquinaria y herramientas	Maquinaria agrícola de gran tamaño (Desgranadora, cosechadora, canguro agrícola, guadaña)	Maquinaria agrícola artesanal (Desgranadora artesana - guadaña)	-No existe uso de maquinaria agrícola -Para el presente estudio el productor utilizó guadaña
Insumos	-Fitosanitarios -Fertilizantes sintéticos	-Fitosanitarios -Fertilizantes sintéticos	-Abonos orgánicos -Bioles -Compost
Prácticas agrícolas	-Sin rotación de cultivos	-Puede o no existir la rotación de cultivos	-Rotación de cultivos
Presencia de plagas	Si	Si	Si – No
Control de plagas	Agroquímico	Agroquímico	Control natural
Desechos	-Reincorporación de residuos, quema -Desechos de agroquímicos	-Reincorporación de residuos, quema -Desechos de agroquímicos	-Reincorporación de residuos -Producción de desechos orgánicos
Conocimiento	Especializado, ciencia, convencional, estandarizado	Local – Convencional	Local, tradicional basado en creencias de transmisión limitada. Y conocimientos permaculturales
Cosmovisión	Mercadocéntrica: “la naturaleza es un sistema separado de la sociedad, cuyas riquezas deben ser explotadas a través de la ciencia y la técnica” (Martínez, 2008).	Mercadocéntrica	Ecocéntrica: “La naturaleza es una entidad viva y sacral. Lo natural se encarna en deidad con quien debe dialogar durante la apropiación” (Martínez, 2008).

Fuente: (Martínez, 2008) -observaciones en campo y entrevistas semiestructuradas.

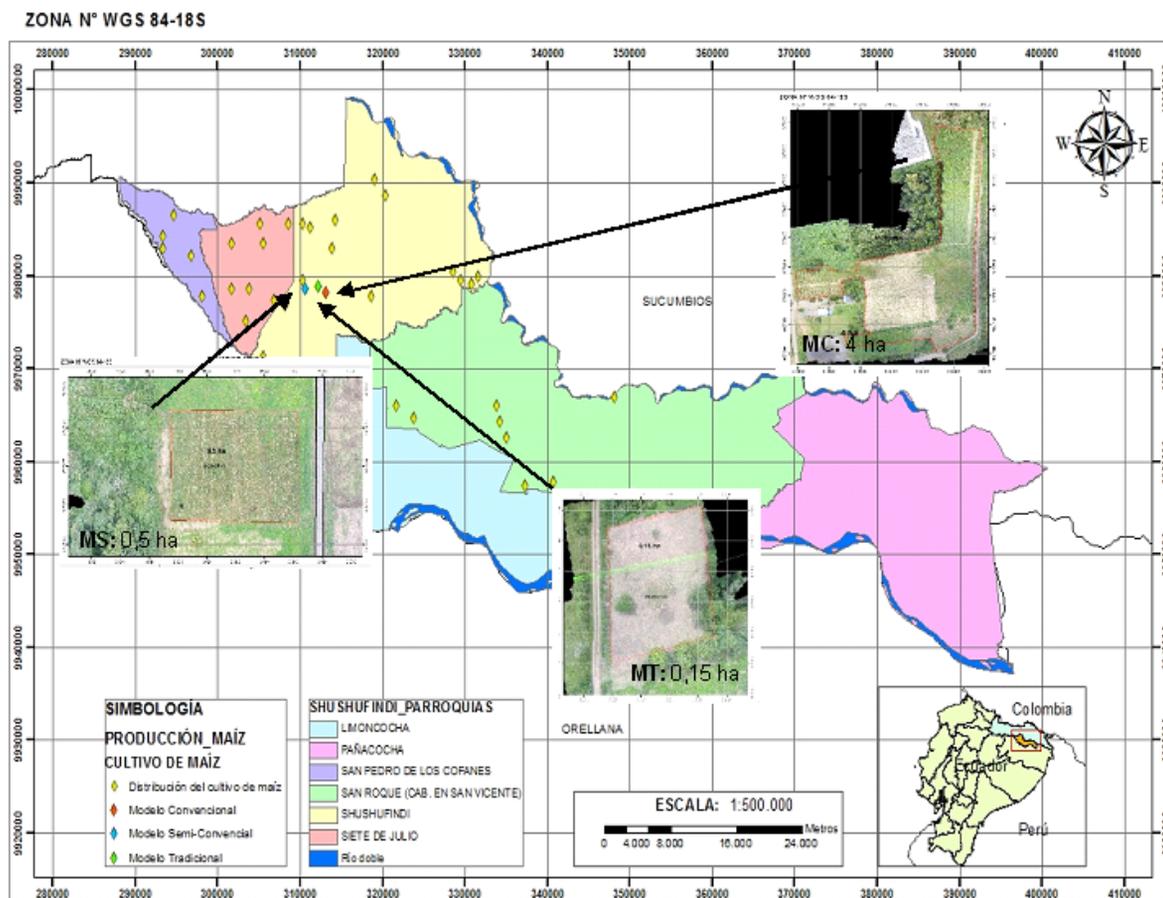


Figura 1. Distribución geográfica de los cultivos de maíz en las parroquias de San Pedro de los Cofanes, Siete de Julio, San Roque, Shushufindi cabecera cantonal, y la ubicación de las parcelas de estudio para cada modelo MC, MS y MT. Fuente: Datos GPS essential, georreferenciación de parcelas drone Phantom 4, Sistema Nacional Información (SNI), (GAD Shushufindi, 2015)

Tabla 2. Descripción del área y ubicación de las parcelas de investigación por cada modelo estudiado

Tipo de Modelo de producción	Área muestreada		Ubicación		
			X*	Y*	Lugar
(MC)	4	ha	310599	9978558	Vía Atahualpa
(MS)	0,5	ha	310662	9978571	Los Ríos-Terreno N° 11 Lotización de la asociación de empleados de Shushufindi.
(MT)	0,15	ha	312274	9978832	Vía Shushufindi- Finca RICAAMA**

* Coordenadas de ubicación de las parcelas de estudio en UTM WGS 84 18S

** RICAAMA: Riqueza del campo amazónico - finca permacultural.

2.2.2 Categorías de impacto

En el estudio se consideraron dos categorías de impacto: calentamiento global (kg equivalentes de CO₂) y el consumo de agua (m³/ton), estimado a través de la huella hídrica.

a) Emisiones de GEIs

Para estimar las emisiones de GEIs se consideraron las directrices del IPCC 2006 para el sector AFOLU (sector de agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra por sus siglas en inglés) (IPCC, 2006a; IPCC, 2006b). Adicionalmente, se siguieron las recomendaciones del protocolo de GEIs (WRI & WBCSD, 2011) y los lineamientos tomados de Agri-footprint (Durlinger y col., 2017a; Durlinger y col., 2017b). Cabe señalar que para el estudio se consideraron las

fuentes de emisiones (E) de GEIs que contemplan un impacto mayor al 1% de acuerdo al criterio de IPCC "cut-off", como se presenta a continuación:

- E por el uso de combustibles y lubricantes.
- E por fertilizantes (orgánicos- sintéticos) N,P,K.
- E de CO₂ por la aplicación de urea.
- E de N₂O por el N aplicado en suelos gestionados.
- E por la aplicación de fitosanitarios.
- E por la semilla de maíz.
- E por la quema de residuos agrícolas.

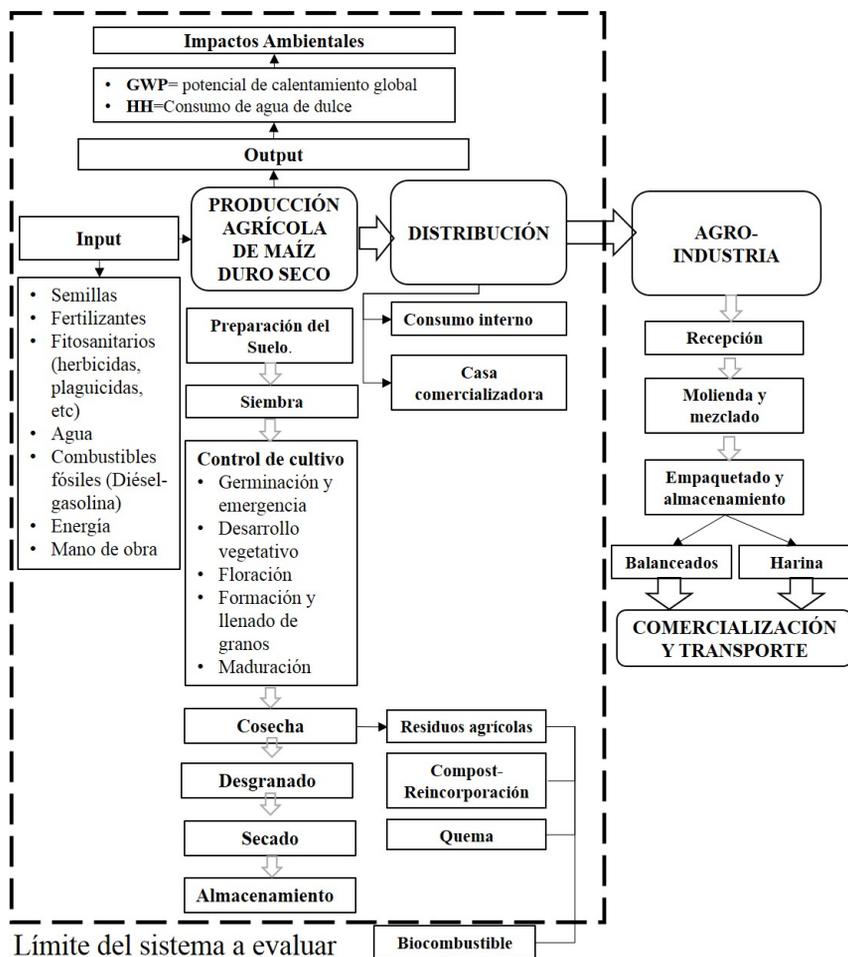


Figura 2. Límite del sistema evaluado - ACV agrícola del maíz duro. El sistema evaluado va desde producción de maíz hasta la distribución, se excluyen las fases de la agroindustria, comercialización y transporte.

La emisiones de GEIs se estimaron mediante la ecuación general dada por WRI & WBCSD (2011) (Ecuación 1). Con DA representa la cantidad empleada de un insumo en un lugar durante un periodo de tiempo y en una zona determinada, ejemplo cantidad de combustible usados por el tractor. FE representa los coeficientes que cuantifican las emisiones o absorciones de un gas dependiendo de los datos de actividad. Los factores de emisiones para el estudio fueron los determinados por el IPCC y por el BioGrace (2011). Y GWP es el potencial de Calentamiento Global para los gases de CO_2 (1), CH_4 (25) y N_2O (298) para un horizonte temporal de 100 años (IPCC, 2007). Es importante mencionar que para fines comparativos se extrapolaron los datos de actividad de los modelos MT y MS a una hectárea.

$$kgCO_2eq/ha = DA * FE * GWP \quad (1)$$

b) Consumo de agua dulce (huella hídrica-HH)

Para medir la huella hídrica (HH) se consideraron los componentes de huella hídrica verde HH_{verde} (precipitación) y huella hídrica gris HH_{gris} (contaminación de agua dulce), permitiendo así conocer el volumen total de agua dulce utilizada por los cultivos de maíz en Shushufindi. Es importante mencionar que en el lugar de estudio no se aplica riego debido a las precipitaciones significativas presentes, por lo que la huella hídrica azul HH_{azul} (componente de la HH) asociada a las precipitaciones no fue evaluada. Mediante la Ecuación 2 (Pérez, 2012) se calculó la HH del cultivo de maíz para cada modelo de producción agrícola estudiado.

$$HH_{cultivo} = HH_{verde} + HH_{gris} \left(\frac{m^3}{ton} \right) \quad (2)$$

Finalmente, para el cálculo de la HH se utilizó el programa CROPWAT 8.0 ® desarrollado por la Organización de la Naciones Unidas para la Agricultura y Alimentación (FAO) y tabulaciones en EXCEL, siguiendo los Manuales de Evaluación de la Huella Hídrica de la Water Footprint Network (WFN) y la FAO realizado por Franke, Boyacioglu y Hoekstra (2013).

2.3 Evaluación económica

Para la evaluación económica se aplicó el modelo KyK desarrollado por Kuosmanen y Kortelainen y descrito por Ribal y col. (2009). Se consideró la acumulación parcial de los costos a lo largo del proceso

de producción agrícola de maíz (semilla, combustibles, fertilizantes, fitosanitarios, jornales, insumos, alquiler de maquinaria) para cada modelo analizado (\$/ha/año). Además, se cuantificó la rentabilidad de la producción de maíz mediante las Ecuaciones 3, 4 y 5, planteada por Ayala-Garay y col. (2013).

$$Rentabilidad = IT - CT \quad (3)$$

$$IT = P_y Y \quad (4)$$

$$CT = P_x X \quad (5)$$

Donde: IT es el ingreso total (ha^{-1}), CT es el costo total de la producción, P_y es el precio de mercado del cultivo Y (\$/ton), Y el rendimiento del cultivo ($ton ha^{-1}$), P_x es el precio del insumo o actividad X ($ton ha^{-1}$) y X es la actividad o insumo.

2.4 Ecoeficiencia

La ecoeficiencia se evaluó mediante la ecuación de Rincón y Wellens (2011), como se presenta en la Ecuación 6.

$$Ecoeficiencia = \frac{\text{Valor del producto o servicio}}{\text{Influencia ambiental}} \quad (6)$$

A partir de la Ecuación 6, Ribal y col. (2009), plantean un modelo de programación no lineal para m escenarios (modelos MC, MS, MT) y n categorías de impacto (emisiones de GEIs-HH) (Ecuaciones 7, 8, 9). Este cálculo fue efectuado en Microsoft Excel usando el aplicativo Solver.

$$mawEE_i = \frac{V_i}{w_1 \cdot z_{i1} + w_2 \cdot z_{i2} + \dots + w_n \cdot z_{in}} \quad (7)$$

Con la condición siguiente:

$$\frac{V_1}{w_1 \cdot z_{11} + w_2 \cdot z_{12} + \dots + w_n \cdot z_{1n}} \leq 1 \quad (8)$$

$$\frac{V_m}{w_1 \cdot z_{m1} + w_2 \cdot z_{m2} + \dots + w_n \cdot z_{mn}} \leq 1 \quad (9)$$

Y $w_1, w_2, \dots, w_n \geq 0$. Donde V_i es el valor económico añadido del escenario $i = 1, \dots, m$ (\$/ton), w_i es el peso del impacto ambiental $j = 1, \dots, n$, z_{ij} representa el impacto ambiental (huella gris, huella verde y GEIs), $j = 1, \dots, n$ por unidad funcional para el escenario $i = 1, \dots, m$. El índice de eco-eficiencia varía entre 0 y 1, donde el valor 1 indicará que el escenario es eco-eficiente (Ribal y col., 2009).

3 Resultados y Discusión

ta los resultados de laboratorio, entrevistas con los productores y obsevaciones en campo.

3.1 Inputs y outputs

En la Tabla 3 se presenta el inventario de las *inputs* y *outputs* de los modelos evaluados teniendo en cuen-

Tabla 3. *Inputs* y *ouputs* de los modelos evaluados

Inputs*	DESCRIPCIÓN	CANTIDAD			UNIDAD
		MT	MS	MC	
	10-30-10	-	2	1088,62	
	N	-	0,2	108,86	
	P	-	0,6	326,59	
	K	-	0,2	108,86	
	13-40-13	-	-	2	
Fertilizantes Sintéticos	N	-	-	0,26	kg/ha año ⁻¹
	P	-	-	0,80	
	K	-	-	0,26	
	Engrosador	-	4	-	
	N	-	0,33	-	
	P	-	0	-	
	K	-	1,16	-	
	Lixiviado de compost + orina	16	-	-	L/ha año ⁻¹
Biol	N	8,96	-	-	kg/ha año ⁻¹
	P	0,35	-	-	
	K	2,13	-	-	
				181,82	
Urea	-	-	-	83,64	kg/ha año ⁻¹
Fitosanitarios		-	0,43	1,25	kg/ha año ⁻¹
	Gasolina	6,28	22,75	9,46	gal/ha año ⁻¹
Combustibles	Diésel	-	-	29	
	Aceite 2T	0,35	0,53	-	
Semilla		48,38	45,36	40	kg/ha año ⁻¹
Agua	Riego	0	0	0	m ³ /ha año ⁻¹
Trabajo		1366,67	552	121,68	h/ha año ⁻¹
Outputs**					
Maíz duro		3,92	2,40	6,35	ton/ha año ⁻¹
Residuo agrícola		4,49	3,16	7,28	

* **inputs:** Cantidades empleadas de insumos, recursos, y energía empleados por los agricultores maiceros para la producción de una hectárea maíz.

** **outputs:** cantidad de subproductos (maíz) y residuos agrícolas obtenidos en la producción de una hectárea maíz.

- insumos no utilizados por los productores maiceros.

3.2 Categoría de calentamiento global

3.2.1 Estimación de GEIs de los modelos de producción de maíz.

El modelo de producción agrícola de maíz que tuvo mayor aportación de GEIs fue el MC con una

emisión estimada alrededor de 2926,92 kg CO₂eq ha⁻¹año⁻¹, seguido por las emisiones procedentes del MS que emitió 1209,45 kg CO₂eq ha⁻¹año⁻¹, mientras que en el MT las emisiones fueron menores con 570 kg CO₂eq ha⁻¹año⁻¹ (Tabla 4).

En el presente estudio se evidenció que en el MT las emisiones son 80% más bajas que las del MC y 57% menores que las del MS. De igual manera, un estudio realizado por Eranki, Devkota y Landis (2019) reportó que en un escenario de agricultura ecológica las emisiones eran 41% más bajas que las emisiones emitidas por una agricultura convencional. Asimismo, se reportaron valores de 145,32 (MT), 561,21 (MS) y 460,91 (MC) kgCO₂eq/ton (Figura 4-Tabla 6), comparado con el estudio de Altu-

na y col. (2012) donde se determinó que la huella de carbono del maíz fue de 514,76 kg de CO₂ eq/ton de producto, siendo esta huella mayor que otros cereales como el trigo (380,87 kg de CO₂eq/ton) y la cebada (297,75 kg de CO₂ eq/ton). Es importante mencionar que independientemente del modelo, sea MS y MC las emisiones son mayores que las que se reportaron en Perú por la producción mecanizada de maíz con 224 kg CO₂eq ton⁻¹ (Morales y col., 2018).

Tabla 4. Total de emisiones procedentes de los modelos estudiados

TOTAL, DE EMISIONES DE GEIs	modelos de producción agrícola de maíz duro		
	MT	MS	MC
kg de CO ₂ eq/ha/año	570,00	1209,45	2926,92
% de aportación de GEIs	13	27	60
kgCO ₂ eq/ton	145,32	561,21	460,91

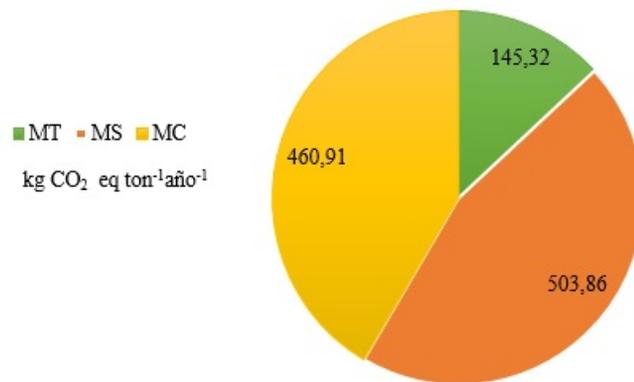


Figura 3. Emisiones de GEIs por los modelos estudiados (kg CO₂eq ton⁻¹ año⁻¹)

3.2.2 Emisiones procedentes del uso de fertilizantes

Las emisiones procedentes de la aplicación de fertilizantes con aportes de NPK fueron de 54,26 (MT) y 4,49 (MS) kg de CO₂ eq ha⁻¹ año⁻¹ y 1032 (MC), kg de CO₂eq ha⁻¹ año⁻¹. Adicionalmente, el MC aportó 133, kg de CO₂eq año/ha por la fertilización con urea. Abrahão, Carvalho y Causapé (2016) reportaron que la principal fuente de emisiones de GEIs eran por el uso de fertilizantes líquidos (69%) y en

un 18% por los abonos compuestos, aportando una huella de carbono por la producción de maíz de 1700 kg de CO₂eq año/ha.

3.2.3 Emisiones de N₂O

El uso de fertilizantes sintéticos, orgánicos y la descomposición del rastrojo son responsables de emisiones significativas de N₂O debido a los pro-

cesos de nitrificación, desnitrificación, lixiviación-volatilización y escurrimientos que se efectúan en el suelo. Estas emisiones fueron de 443,93 (MT), 234,72 (MS) y 1279,81(MC) kg de CO₂ eq ha⁻¹año⁻¹; siendo el MC el modelo que presentó mayor aporte de emisiones emitidos a la atmósfera.

3.2.4 Emisiones procedentes del uso de combustibles fósiles

Las emisiones por el uso de combustibles fósiles (gasolina, diésel y lubricantes) por parte de la maquinaria agrícola como la guadaña, tractor, cosechadora, desgranadora y el transporte tuvieron un aporte de emisiones a la atmósfera de 406,49, 196,30 y 54,88 kg CO₂eq ha⁻¹año⁻¹ para los modelos MC, MS y MT, respectivamente. En la Figura 4 se puede apreciar el porcentaje y los kg de CO₂eq ha⁻¹ año⁻¹

emitidos por las maquinarias utilizadas en cada modelo estudiado.

3.2.5 Emisiones procedentes por uso de fitosanitarios.

Los modelos de producción agrícola reportaron emisiones por la aplicación de fitosanitarios de 9,48 kg de CO₂ eq ha⁻¹ (MS) y 60,34 kg de CO₂ eq ha⁻¹ año⁻¹ para el modelo MC, mientras que en el modelo MT no se reportaron emisiones procedentes por esta fuente, ya que el productor no aplica ningún tipo de fitosanitario. De acuerdo con la investigación realizada por Morales y col. (2018), el uso de plaguicidas en cultivos de maíz mecanizado contribuyó con 205 kgCO₂eq ha⁻¹ siendo estas mayores que las estimadas en el presente estudio. En la Tabla 5 se presenta el aporte de emisiones de GEIs de cada fitosanitario utilizados por los modelos MC y MS.

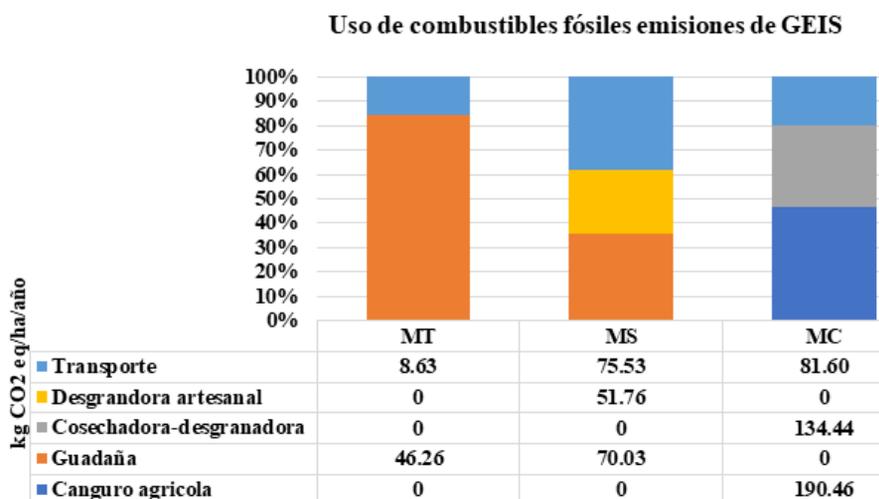


Figura 4. Participación de GEIs por parte de la maquinaria y transporte.

3.2.6 Emisiones procedentes por el input de semilla

El uso de semillas contribuyeron con 2,97%, 1,18% y 0,48% para los modelos MT, MS y MC, respectivamente, correspondiente a emisiones de 16,93 (MT) 15,88 (MS) y 14 (MC) kg de CO₂eq ha⁻¹ año⁻¹, y similares a las reportadas por Abrahão, Carvalho y Causapé (2016), que aportaron un 3% a las emisiones.

3.3 Huella hídrica

3.3.1 Huella hídrica del cultivo (HHcultivo)

Las HHcultivo de maíz fueron de 1008,16 (MT), 1201,85 (MS) y 1157,86 (MC) m³/ton (Figura 5), evidenciando un mayor impacto en los modelos MC y MS, ya que el volumen de agua dulce utilizada directa o indirectamente para producir maíz es muy alto comparado con el MT. En el MS se obtuvo una HHverde 1153,75 m³/ton, cantidad mayor que la del MT con una HHverde de 1 008,16 m³/ton. El

modelo convencional a su vez presentó una huella verde de 599,69 m³/ton, este valor de huella verde dependió del rendimiento (ton/ha) que presenta el modelo convencional comparado entre los otros dos modelos MS y MT.

La HH_{verde} del cultivo de maíz en Sucumbíos fue 2073 m³/ton de acuerdo a Pérez (2012); esta huella es mayor que la estimada en los tres modelos analizados en el presente estudio. Por otra parte, Romero, Quintero y Monserrate (2016) reportaron que la huella verde promedio representa el 60% de la huella agrícola total (820,24 m³/ton) en los culti-

vos de maíz en Colombia, y la HH verde representa el 52% en comparación con el MC.

En cuanto a la huella gris, esta fue de 48,10 y 558,17 m³/ton para MS y MC, respectivamente. Por su parte, el MT no se reportó valores de HH gris debido a que no se utilizó ningún tipo de fertilizante sintético ni fitosanitario. En la provincia de Sucumbios, Pérez (2012) reportó una HHgris de 330 m³/ton para el cultivo de maíz, siendo esta menor que la huella gris del MC del presente estudio, debido a que este modelo posee un alto consumo de insumos agrarios como fertilizantes y fitosanitarios.

Tabla 5. Emisiones de GEIs por tipo de fitosanitario

Fitosanitarios		Quemante (Herbicida)	TEJO (insecticida)	NOSTOC (Herbicida)	Total de emisiones
Modelo		kg de CO ₂ eq ha ⁻¹ año ⁻¹			
MC		27,425	32,91	-	60,34
MS		-	8,78	0,7	9,48

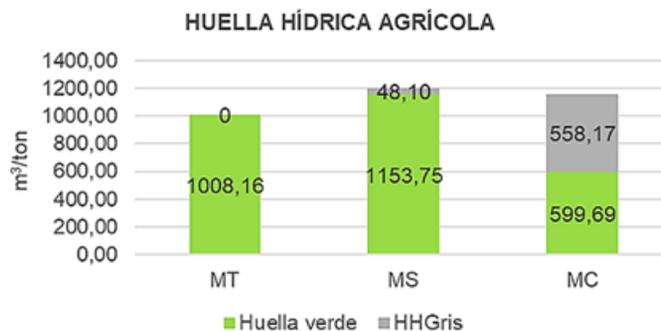


Figura 5. HHcultivo de los modelos de producción de maíz en Shushufundi.

3.3.2 Evaluación económica

En la Tabla 6 se presenta el balance de costos por la producción de maíz por modelo estudiado y se visualiza que la producción de maíz es poco rentable por los altos costos que tienen los insumos agrarios, arrojando ganancias muy bajas.

3.4 Ecoeficiencia

Los pesos por cada categoría de impacto fueron de 1 para huella gris, 0,41 para la huella verde y 0,92

para las emisiones de GEIs (Tabla 7). Mediante los pesos se obtuvo que el modelo tradicional es el modelo más ecoeficiente en términos ambientales y económicos con 0,99 de ecoeficiencia. La ecoeficiencia está influenciada por los *hotspot* o puntos críticos que tiene cada categoría de impacto (huella verde, gris y emisiones de GEIs), es por esta razón que la categoría HHgris tiene mayor peso, debido al alto uso de fertilizantes sintéticos y fitosanitarios utilizados por los modelos MS y MC.

Tabla 6. Balance de costos por la producción de maíz por modelo estudiado.

Modelo	MT	MS	MC
	(\$/ha año ⁻¹)		
Ingresos	863,00	756,00	2100,00
Costos	312,95	521,21	1712,85
Semilla	0,00	100,00	176
Combustibles	23,45	27,71	12,35
Fertilizantes	0,00	8,00	286,00
Fitosanitarios	0,00	64,00	84,00
Jornales	270,00	240,00	540
Insumos	9,50	12,50	34,50
Alquiler maquinaria	10,00	69,00	580,00
Rentabilidad	550,05	234,79	387,15

Para la categoría de emisiones de GEIs, el *hotspot* está influenciado por el alto consumo de fertilizantes nitrogenados, lo cual genera importantes emisiones de N₂O por los suelos gestionados. Estos dos componentes duplican su peso (importancia para la gestión aún más eficiente del proceso), respecto de la HHverde, considerando que los GEIs y la HHgris tienen su mayor influencia proveniente del uso de fertilizantes. Este *hotspot* es el primero que se debe-

ría tomar en cuenta para mejorar la ecoeficiencia de los cultivos convencionales o los sistemas combinados de producción de maíz.

Es importante mencionar que la ecoeficiencia es relativa para los modelos estudiados, es decir, que pueden existir otras prácticas agrícolas que haga que los modelos sean más eficientes en términos ambientales y socioeconómicos (Ribal y col., 2009).

Tabla 7. Ecoeficiencia de los modelos de producción de maíz

Categorías de impacto (Z)	HHgris	HHverde	Emisiones de GEIs
Peso (W)	W ₁	W ₂	W ₃
	1	0,41	0,92
máx. EE	0,999999617		
Ecoeficiencia de los modelos de producción agrícola			
EE _{MS}	0,24		
EE _{MC}	0,32		
EE _{MT}	0,99		

4 Conclusiones

Mediante el índice de ecoeficiencia se pudo determinar que el modelo de producción agrícola de maíz más sostenible en términos económicos como ambientales es el modelo tradicional MT. El modelo MT presentó una ecoeficiencia de 0,99. Esta alta ecoeficiencia se debe a que este modelo no es dependiente de insumos como fitosanitarios y fertilizantes sintéticos que, a su vez, tienen un alto costo

económico. Además, que el uso de estos insumos agroquímicos presenta un impacto ambiental significativo al medio ambiente como se pudo evidenciar en las diferentes categorías de impacto.

A pesar de que el modelo MT es más ecoeficiente es muy poco utilizado por los productores maiceros, debido a que demanda mayor laboriosidad de horas hombres trabajadas y bajo rendimiento (tabla 3) comparado con un modelo convencional (Pinzón

y Ramírez, 2019); lo que no satisface la demanda económica. En cambio este tipo de modelo MT, es más amigable con el medio ambiente, no depende del paquete tecnológico, en vez de este utiliza semillas criollas no modificadas, ya que, utilizan semilla de la cosecha anterior, no aplican fitosanitarios ni fertilizantes químicos. Por último este modelo preserva una agricultura familiar, prácticas agrícolas sostenibles como la rotación de cultivos para el control de plagas, además de una visión a la permacultura (Pinzón y Ramírez, 2019).

Finalmente, los resultados permitieron conocer los impactos asociados a los modelos de producción agrícola de maíz, su contribución al Cambio Climático (CC) en ecosistemas sensibles como los que alberga la Amazonía ecuatoriana, para que de esta manera se implementen prácticas agrícolas sostenibles.

Agradecimientos

Nuestro agradecimiento especial a la Universidad Andina Simón Bolívar "UASB", la cual, mediante su apoyo financiero mediante "beca de colegiatura" abrió las puertas para formar profesionalmente a uno de los autores del presente trabajo de investigación.

Referencias

- Abrahão, R., M. Carvalho y J. Causapé (2016). «Carbon and water footprints of irrigated corn and non-irrigated wheat in Northeast Spain». En: *Environmental Science and Pollution Research* 24.6, 5647–5653. Online: <https://bit.ly/3oy2l4o>.
- Altuna, A. y col. (2012). «Huella de carbono de los cereales: análisis de la emisión de gases de efecto invernadero en el sector agroalimentario». En: *Navarra agraria* 194, 31-38. Online: <https://bit.ly/2LOZV43>.
- Arango, A., L.G. Carmona y S.A. Romero (2014). «Análisis de ciclo de vida en el sector agrícola: el caso del municipio de Viotá, Cundinamarca (Colombia)». En: *Ambiente y Desarrollo* 18.35, 117–131. Online: <https://bit.ly/3przPCV>.
- Ayala-Garay, A. y col. (2013). «Análisis de rentabilidad de la producción de maíz en la región de Tulancingo, Hidalgo, México». En: *Agricultura, sociedad y desarrollo* 10.4, 381-395. Online: <https://bit.ly/392Bp8v>.
- Baca, L. (2016). «La producción de maíz amarillo en el Ecuador y su relación con la soberanía alimentaria». Tesis. PUCE.
- BioGrace (2011). *BioGrace complete list of standard values version Public*.
- Durlinger, B. y col. (2017a). *Agri-footprint 4.0 -Part 1: Methodology and basic principles*. Inf. téc. Agri-footprint.
- (2017b). *Agri-footprint 4.0 -Part 2: Description of data*. Inf. téc. Agri-footprint.
- Eranki, P. L., J. Devkota y A. E. Landis (2019). «Carbon footprint of corn-soy-oats rotations in the US Midwest using data from real biological farm management practices». En: *Journal of Cleaner Production* 210. Elsevier Ltd., 170–180. Online: <http://bit.ly/3pARTdR>.
- Franke, N., H. Boyacioglu y A. Hoekstra (2013). *Grey water footprint accounting: Tier 1 supporting guidelines*. The Netherlands.
- GAD Provincial Sucumbíos (2015). *Agriculturas de la parroquia San Roque estrenan maquinaria agrícola*. Inf. téc. Gobierno Provincial de Sucumbíos.
- GAD Shushufindi (2015). *Actualización del Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial del Cantón Shushufindi*. Inf. téc. Gobierno Autónomo Descentralizado de Shushufindi.
- GADP Limoncocha (2015). *Plan De Desarrollo Y Ordenamiento Territorial De La Parroquia Rural De Limoncocha pp. 1-132*. Inf. téc. Gobierno Autónomo Descentralizado de Limoncocha.
- GADPR Siete de Julio (2018). *Cosechadora de maíz y arroz en la parroquia Siete de Julio en Shushufindi*. Inf. téc. Gobierno Autónomo Descentralizado de la parroquia Siete de Julio.
- IHOBE (2009). *Análisis de ciclo de vida y Huella de carbono: Dos maneras de medir el impacto ambiental de un producto*. IHOBE S.A. Sociedad Pública de Gestión Ambiental. Vasco.
- INEC (2017). *Encuesta de superficie y producción agropecuaria continua*. Inf. téc. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. Online: <https://bit.ly/392SIpZ>.
- (2019). *Encuesta de Superficie y Producción Agropecuaria Continua (ESPAC) 2018*. Inf. téc. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. Online: <https://bit.ly/2YcJYaN>.

- IPCC (2006a). «Agricultura, Silvicultura y Otros Usos de la Tierra.» En: *Directrices del IPCC 2006 para los Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero*. Ed. por S. Eggleston. Vol. 4. IPCC.
- (2006b). «Energía.» En: *Directrices del IPCC 2006 para los Inventarios Nacionales de Gases de Efecto Invernadero*. Ed. por S. Eggleston. Vol. 2. IPCC.
- (2007). *Climate Change 2007: Working Group I: The Physical Science Basis- 2.10.2 Direct Global Warming Potentials - AR4 WGI Chapter 2: Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing*. Inf. téc. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.
- (2013). *Cambio Climático 2013: Bases Físicas. Contribución del Grupo de trabajo I al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático*. Inf. téc. Online: <https://bit.ly/3pdMs4A>. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.
- (2014). *Cambio climático 2014 mitigación del cambio climático. Resumen para responsables de políticas*. Inf. téc. IPCC.
- (2015). *Cambio climático 2014 informe de síntesis*. Inf. téc. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.
- Lasso, G. (2017). «Territorios en disputa: un análisis de la Soberanía alimentaria en el Ecuador». En: *El futuro de la alimentación y retos de la agricultura para el siglo XXI*. Vol. 40, pág. 32.
- MAE (2017). *Tercera Comunicación Nacional del Ecuador a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático*. Inf. téc. Ministerio de Ambiente del Ecuador.
- MAG (2017). *MAGAP y GADs de Pañacocha y Shushufindi entregaron kits de insumos de arroz y maíz –Ministerio de Agricultura y Ganadería*. Inf. téc. Ministerio de Agricultura y Ganadería. Online: <https://bit.ly/398AFil>.
- Martínez, R. (2008). «Agricultura tradicional campesina: características ecológicas». En: *Tecnología en Marcha* 21, 3–13.
- Masuda, K. (2016). «Measuring eco-efficiency of wheat production in Japan: a combined application of life cycle assessment and data envelopment analysis». En: *Journal of Cleaner Production* 126, 373-381. Online: <https://bit.ly/3c143sH>.
- Maza, O. (2015). *De la Producción Comunitaria a la Producción Mecanizada e Industrial en Limoncocha*. Inf. téc. Gobierno Autónomo Descentralizado municipal de Shushufindi.
- Morales, R. y col. (2018). «Producción mecanizada de maíz, camote y yuca en la Costa Desértica Peruana: Estimación de la huella de carbono y propuestas de mitigación». En: *Ecología Aplicada* 17.1, 13-21. Online: <https://bit.ly/2LKzZa3>.
- OMM (2017). *BOLETÍN DE LA OMM SOBRE LOS GASES DE EFECTO INVERNADERO- Estado de los gases de efecto invernadero en la atmósfera según las observaciones mundiales realizadas en 2016*. Inf. téc. Organización Mundial de la Salud.
- Oliveral, A., S. Cristobal y C. Saizar (2016). «Análisis de ciclo de vida ambiental, económico y social». En: *INNOTEC Gestión* 7, 20–27. Online: <https://bit.ly/39wBnpS>.
- Pérez, S (2012). «Evaluación y análisis de la huella hídrica y agua virtual de la producción agrícola en el Ecuador». Tesis de mtría. Zamorano, Honduras: Escuela Agrícola Panamericana.
- Pinzón, I. y L. Ramírez (2019). «Influencia de los modelos de producción agrícola de maíz duro al cambio climático en el cantón Shushufindi». Tesis de mtría. Quito, Ecuador: Universidad Andina Simón Bolívar.
- Ramírez-Cando, L. y P. Spugnoli (2016). «A review of life cycle assessment: agroproducts modeling». En: *La Granja* 24.2, 5-15. Online: <https://bit.ly/3qF0L2g>.
- Ramírez-Cando, L. y col. (2017). «Environmental assessment of flax straw production for non-wood pulp mills». En: *Chemical Engineering Transactions* 58. Online: <https://bit.ly/2Y2r46d>.
- Ribal, J. y col. (2009). «Medición de la ecoeficiencia en procesos productivos en el sector agrario: caso de estudio sobre producción de cítricos». En: *Economía agraria y recursos naturales* 9.2, 125-148. Online: <https://bit.ly/39Pci8m>.
- Rincón, E. y A. Wellens (2011). «Cálculo de indicadores de ecoeficiencia para dos empresas ladrilleras mexicanas». En: *Revista internacional de contaminación ambiental* 27.4, 333-345. Online: <https://bit.ly/3c1VldB>.
- Rodríguez, E. (2018). «Indicadores de Ecoeficiencia de Sistemas Productivos Agrícolas de la Altillanura Plana en la Orinoquia Colombiana». Tesis de mtría. Universidad Nacional de Colombia.
- Romero, M., M. Quintero y F. Monserrate (2016). *Elementos Técnicos para la Medición de Huella Hídrica en Sistemas Agrícolas*. Inf. téc. Colombia: Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT).

WRI & WBCSD (2011). «Greenhouse Gas Protocol. Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard, World Resources Institute, Washing-

ton DC, USA. Greenhouse Gas Protocol. Online:<http://bit.ly/2YtIxog>».



EFECTO DEL REFINAMIENTO DE LA DESCRIPCIÓN DE LA RUGOSIDAD EN UNA APROXIMACIÓN 2D PARA UN RÍO DE MONTAÑA: UN CASO DE ESTUDIO

ON THE EFFECT OF THE REFINEMENT OF THE ROUGHNESS DESCRIPTION IN A 2D APPROACH FOR A MOUNTAIN RIVER: A CASE STUDY

Juan Sebastián Cedillo Galarza*¹, Luis Manuel Timbe Castro^{1,2}, Esteban Patricio Samaniego Alvarado^{1,2} y Andrés Omar Alvarado Martínez^{1,2}

¹Departamento de Recursos Hídricos y Ciencias Ambientales. Universidad de Cuenca, Av. 12 de Abril s/n, 010107, Cuenca, Ecuador.

²Facultad de Ingeniería. Universidad de Cuenca, Av. 12 de Abril s/n, 010107, Cuenca, Ecuador.

*Autor para correspondencia: sebastian.cedillo@ucuenca.edu.ec

Manuscrito recibido el 14 de enero de 2020. Aceptado, tras revisión, el 23 de noviembre 2020. Publicado el 1 de marzo de 2021.

Resumen

La predicción de niveles de agua en ríos es importante para prevenir pérdidas económicas así como de vidas humanas causadas por inundaciones. Los modelos hidráulicos son comúnmente usados para predecir estos niveles de agua y tomar acciones para mitigar el daño debido a inundaciones. En la presente investigación, se analizó una aproximación 2D para resolver las ecuaciones promediadas en profundidad de Reynolds Average Navier Stokes (RANS), llamado Conveyance Estimation System (CES), para explorar sus capacidades predictivas. Este artículo presenta una ampliación del estudio realizado por Knight y col., 2009. De igual forma, en esta investigación se explora una caracterización más detallada del parámetro de rugosidad y del número de zonas de rugosidad produciendo diversos escenarios. Se evaluó el desempeño de cada escenario mediante diferentes funciones de ajuste usando curvas de descarga para comparación. La investigación muestra que el uso de una adecuada descripción de la rugosidad, como un factor de rugosidad calibrado para toda la sección transversal o un modelo de rugosidad para cantos rodados calibrado para el lecho junto con valores de rugosidad obtenidos en valores sugeridos por el CES para los bancos, produce resultados del modelo óptimos en un río de montaña.

Palabras clave: Sistema de estimación de capacidad de transporte, Ríos de montaña, coeficientes de rugosidad.

Abstract

The prediction of water levels in rivers is important to prevent economical as well as human losses caused by flooding. Hydraulic models are commonly used to predict those water levels and take actions to mitigate flooding damage. In this research, a 2D approach to solve the depth average Reynolds Average Navier Stokes (RANS) equations, called Conveyance Estimation System (CES), is analyzed to explore its capabilities for prediction. This article presents an extension of the study performed in Knight y col., 2009. More specifically, in this study, a more detailed characterization of the roughness parameter and the number of roughness zones is explored producing additional scenarios. The performance of each scenario is evaluated by means of different fitting functions using rating curves for comparison. The research shows that the use of an adequate roughness description, such as a roughness factor calibrated for the whole cross section or a boulder roughness model calibrated for the channel bed plus roughness values from the CES roughness advisor for banks, leads to optimal model results in a mountain river.

Keywords: Conveyance Estimation System, Mountain Rivers, roughness coefficient

Forma sugerida de citar: Cedillo-Galarza, J.S., Timbe-Castro, L.M., Samaniego-Alvarado, E.P. y Alvarado-Martínez, A.O. (2021). Efecto del refinamiento de la descripción de la rugosidad en una aproximación 2D para un río de montaña: un caso de estudio.. *La Granja: Revista de Ciencias de la Vida*. Vol. 33(1):92-103. <http://doi.org/10.17163/lgr.n33.2021.08>.

IDs Orcid:

Juan Sebastián Cedillo Galarza: <http://orcid.org/0000-0001-6866-8937>

Luis Manuel Timbe Castro: <http://orcid.org/0000-0001-5623-0487>

Esteban Patricio Samaniego Alvarado: <http://orcid.org/0000-0002-8728-491X>

Andrés Omar Alvarado Martínez: <http://orcid.org/0000-0002-9125-1221>

1 Introducción

Las inundaciones constituyen uno de los desastres naturales más peligrosos pues producen grandes pérdidas humanas y económicas (Douben, 2006; Camp, Whyte y Shaw, 2016). Desde el punto de vista de la modelización, la mitigación de los efectos de las inundaciones requiere el cálculo de los niveles de agua. Cuando se utilizan modelos hidrodinámicos 1-D, se deben usar las ecuaciones de Saint-Venant (Papanicolaou, Bdour y Wicklein, 2004), que contienen un parámetro de resistencia, el cual suele ser el parámetro de resistencia Manning (n). Sin embargo, este parámetro a veces no es lo suficientemente útil para la toma de decisiones. Por lo tanto, en esta investigación, nos enfocamos en una aproximación 2-D llamada CES (Conveyance Estimation System, por sus siglas en inglés) para estimar el nivel de agua en un área específica de un río de montaña.

Hay mucha información relacionada a esta aproximación 2D, como la geometría del río o los parámetros que aparecen en diferentes ecuaciones de modelado. Sin embargo, en esta investigación nos enfocamos en el factor f de rugosidad, el cual se puede estimar de diferentes maneras (Marcus y col., 1992). En la metodología se consideran las ecuaciones empíricas, que requieren variables que sean de fácil medición, fiables y que consideren los efectos de la resistencia en el área y cerca del área (Jarrett, 1985; Bathurst, 2002; Ferguson, 2007). Por lo general, las fórmulas disponibles para estimar el factor f pueden tener errores de aproximadamente 30% porque se desarrollaron considerando la media de variaciones en múltiples áreas (Bathurst, 2002).

Además, las fórmulas obtenidas en “áreas específicas” para los ríos de montaña no son comunes, pues la fricción es el único o principal componente de resistencia (Bathurst, 2002; Romero, Revollo y Molina, 2010). Por lo tanto, su aplicación se limita a ciertos tipos de alcances (planos, sin vegetación y sin entrada de aire). Además, el factor de rugosidad implica diferentes elementos según la estructura del modelo: 1D, 2D o 3D. En los modelos 1D, el parámetro contiene una representación incorrecta de turbulencia (Bhola, Leandro y Disse, 2019), mientras que en algunos modelos 2D la representación de rugosidad no incluye turbulencia (Morvan y col., 2008). En esta investigación se analiza el desempeño

de tres ecuaciones empíricas con datos recolectados en un río de montaña. Dos de ellas son expresiones semilogarítmicas mencionadas por Knight y col. (2009) y Romero, Revollo y Molina (2010) y el resto es una expresión exponencial obtenida en Bathurst (2002). Estas ecuaciones se explican detalladamente en el siguiente apartado.

Los ríos de montaña tienen algunas características que influyen en el factor f de rugosidad. La profundidad del agua (d) es comparable al material del lecho del río con una inmersión relativa d/D_{84} que oscila entre 4 y 10 (Bathurst, 2002). En consecuencia, el material del lecho contribuye más a la resistencia que lo que ocurre en los ríos planos (Jarrett, 1984). La distribución de velocidad en los ríos de montaña tiene forma de S en lugar del perfil semilogarítmico utilizado en los ríos de baja pendiente (Bathurst, 1985), debido a la presencia de rocas que tienen un diámetro mayor a 256 mm, y menor a 4000 mm (Bunte y Abt, 2001). Existe una velocidad de flujo por debajo del nivel de las rocas y entre las rocas, así como altas velocidades por encima de las rocas. El patrón de velocidad es importante ya que existe una relación entre la velocidad y la resistencia (Wohl, 2000). Se observan efectos adicionales de las rocas debido al impacto del flujo de agua en su superficie saliente, así como la formación de corrientes detrás de ella (Jarrett, 1984). Además, Pagliara, Das y Carnicina (2008) demuestran que la interacción de la superficie del agua con las rocas incrementa a medida que aumenta la concentración de rocas.

El CES es un modelo bidimensional que resuelve las ecuaciones promediadas en profundidad de Reynolds Average Navier Stokes (RANS) en un área transversal. Estas ecuaciones sirven para estudiar la fricción utilizando un factor de rugosidad unitario (n_l), el cual representa un segmento del área transversal. Además, el factor n_l es un parámetro de resistencia obtenido con un amplio alcance donde los elementos de rugosidad son pequeños en relación a la profundidad del agua. De igual forma, en la ecuación se toman en cuenta otros factores que contribuyen a la resistencia, como las corrientes transversales o las secundarias (Knight y col., 2009). El CES fue desarrollado por diferentes organizaciones en el Reino Unido tales como la agencia ambiental, la agencia de ríos de Irlanda del Norte, el equipo de políticas de inundaciones, y el equipo de proyecto HR Wallingford/JBA. Knight y col. (2009) rea-

lizaron varios estudios en diferentes países, especialmente en ríos ubicados en el Reino Unido, Argentina, Estados Unidos, etc; y en particular en dos áreas transversales de ríos montañosos en Ecuador y Nueva Zelanda (Knight y col., 2009).

El objetivo principal de este artículo es explorar la posibilidad de una mejor descripción transversal de la rugosidad en el escenario presentado por Knight y col. (2009) para el río Tomebamba en Ecuador. En este estudio se prueba la inclusión de escenarios de rugosidad adicionales y ecuaciones empíricas adicionales para predecir el parámetro de rugosidad. Los escenarios de rugosidad varían según el material del lecho del río. Algunas áreas contienen solo una zona de rugosidad y otras tres zonas de rugosidad: lado izquierdo, lado derecho y cauce. En ambos lados se utilizan los valores de rugosidad establecidos en el CES, que cuenta con una base de datos de valores de referencia de rugosidad ((Fisher y Dawson, 2003) como se cita en (Wallingford, 2013)). Sin embargo, para el cauce del río se utilizó un valor calibrado constante establecido por Knight y col. (2009) así como ecuaciones empíricas cuyos valores de rugosidad varían con la profundidad del agua debido a la presencia de las rocas, que afecta la resistencia debido a la interacción con el agua.

2 Materiales y Métodos

2.1 Descripción del área

Los datos del área transversal y la curva de descarga se tomaron de Knight y col. (2009). El área transversal a evaluar pertenece al río Tomebamba en Monay, Cuenca, Ecuador (Figura 1). El material del lecho está compuesto de rocas y grava, con un $D_{90}=1,3$ metros. El alcance tiene una pendiente de 0,0176 y una anchura de 25 m. La información sobre la toma de muestras del material del lecho está disponible en Bunte y Abt (2001) y Wolman (1954).

2.2 Sistema de estimación de capacidad de transporte (CES)

El CES discretiza el ancho de un área transversal a intervalos constantes. La intersección del nivel de agua analizado con la sección transversal se considera como el primer y último elemento. En la Figura

2a, esos elementos son y_1 y y_{100} , y el número de elementos tomados por defecto es 100. A continuación, el CES resuelve las ecuaciones promediadas en profundidad (RANS) a través del método de elemento finito (FEM), donde se obtiene el flujo unitario (q) para cada elemento (y_1, y_2, \dots, y_{100}). La selección de q se debe a sus propiedades de continuidad (Knight y col., 2009), y las condiciones límite en los elementos extremos son flujos unitarios iguales a cero. El flujo unitario se transforma entonces en velocidad de flujo promediada en profundidad (U_d en la Figura 2b) para cada elemento. Sin embargo, la distribución de velocidad cruzada no siempre está disponible para la validación del modelo, sino que más bien existe una curva de clasificación que relaciona el flujo con la profundidad del agua. Estos datos son obtenidos por el CES ya que hay una integración de velocidades promedias de profundidad para determinar un flujo promedio para toda el área. El CES repite todo el proceso anterior automáticamente para 25 profundidades, por lo que se obtiene una curva de descarga.

El parámetro de rugosidad en CES se realiza a través de un coeficiente denominado rugosidad unitaria (n_l), que tiene las mismas unidades que el coeficiente de Manning. Este coeficiente evalúa los ríos del Reino Unido, donde hay una alta inmersión relativa y una profundidad de agua de 1 metro. Por lo tanto, este parámetro está relacionado únicamente con la disipación de la fricción. Dependiendo de la variación del material del lecho, la vegetación o las irregularidades en el área transversal, es posible determinar las zonas de rugosidad donde se asigna un determinado valor unitario de rugosidad. Por ejemplo, en la figura 3 las líneas rojas indican los límites de las zonas de rugosidad, en donde, por ejemplo, el banco izquierdo y derecho tienen un material de lecho de roca cubierto por vegetación, mientras que el lecho del río cuenta con rocas sin vegetación.

El software CES tiene un asesor de rugosidad que cuenta con valores típicos de resistencia unitaria para el material de la superficie, la vegetación y las irregularidades. Cada término se describe individualmente y se combina con una suma de raíces cuadradas.

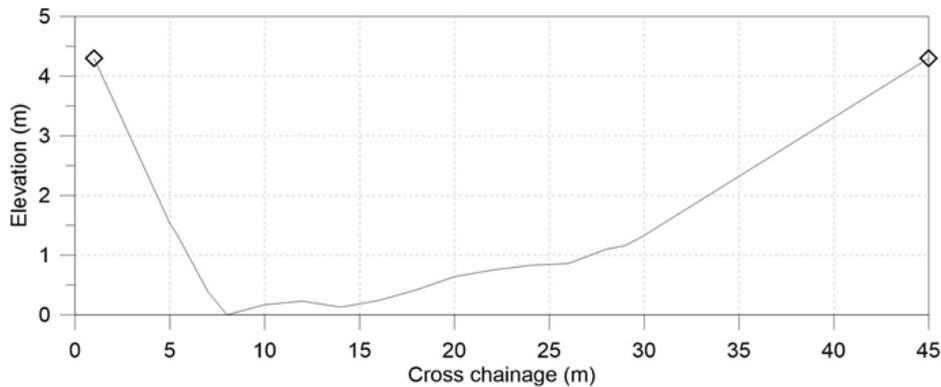


Figura 1. Área transversal del río Tomebamba. Datos adaptados de (Knight y col., 2009).

2.3 Áreas

En este trabajo se tomó como punto de partida el estudio del río Tomebamba presentado en Knight y col. (2009), el cual consistía en aplicar el CES a un río de montaña cuyo cauce está cubierto por rocas. Knight y col. (2009) analizaron tres casos en una sola área de rugosidad. En primer lugar, utilizaron los valores del asesor de rugosidad. En segundo lugar, utilizaron un valor unitario calibrado de rugosidad. Finalmente, consideraron un modelo de roca (ver Ecuación 1). Los datos de la validación consistieron en puntos de la curva. En nuestra investigación, ampliamos esos escenarios añadiendo dos zonas de rugosidad y modelos de roca adicionales para explorar la posibilidad de mejorar la predicción del modelo mejorando la descripción de rugosidad transversal. Los modelos de roca se utilizan para predecir los valores de rugosidad del cauce. Por otro lado, los valores de rugosidad del banco izquierdo y derecho fueron los presentados por el CES.

Los modelos de roca utilizados se basan en expresiones exponenciales y semilogarítmicas consideradas como enfoques tradicionales para la predicción de la resistencia (Zimmermann, 2010). El modelo de roca de Knight y col. (2009) es un modelo calibrado basado en datos de los ríos Tomebamba y Cuenca:

$$f_{mc} = 8 \cdot \left[5,75 \cdot \log \left(\frac{12 \cdot d_{mc}}{3 \cdot D_{90}} \right) \right]^{-2} \quad (1)$$

Donde d_{mc} es la profundidad máxima del área transversal local [m], D_{90} es el percentil 90 de la

distribución del tamaño del material [m]. Los detalles de este modelo se pueden encontrar en Abril y Knight (2004).

El modelo de roca de Romero, Revollo y Molina (2010) (Ecuación 2), obtenido a través de la regresión de datos de cinco ríos de montaña en Bolivia, da como resultado la siguiente ecuación con S_0 el lecho de roca:

$$f = 1,21 \cdot \ln(S_0) + 6,259 \quad (2)$$

El modelo de roca de Bathurst (2002) se obtuvo con el análisis de veintisiete conjuntos de datos. En ese artículo, el autor se centra en los efectos de las variaciones entre áreas y en la resistencia. La Ecuación 3 se utiliza para las pendientes del cauce superiores a 0,8%, donde d es el promedio de profundidad de agua [m].

$$\left(\frac{8}{f} \right)^{1/2} = 3,1 \cdot \left(\frac{d}{D_{84}} \right)^{0,93} \quad (3)$$

La razón del uso de D_{84} es que éste representa una vista 3-D del material del lecho del río. Sin embargo, al existir piletas o cascadas, esta altura de rugosidad parece no ser la apropiada (Lee y Ferguson, 2002; Maxwell y Papanicolaou, 2001; Aberle y Smart, 2003). Sin embargo, existen otros estudios en donde se utilizó el D_{84} con éxito para estas morfologías (Comiti y col., 2007). Si en un área se utiliza uno de los modelos de roca, el valor de f se calculará y transformará en una rugosidad unitaria usando la Ecuación 4. Donde g es la aceleración gravitacional [m s^{-2}], n_l rugosidad unitaria [$\text{s m}^{-1/3}$], y d es la

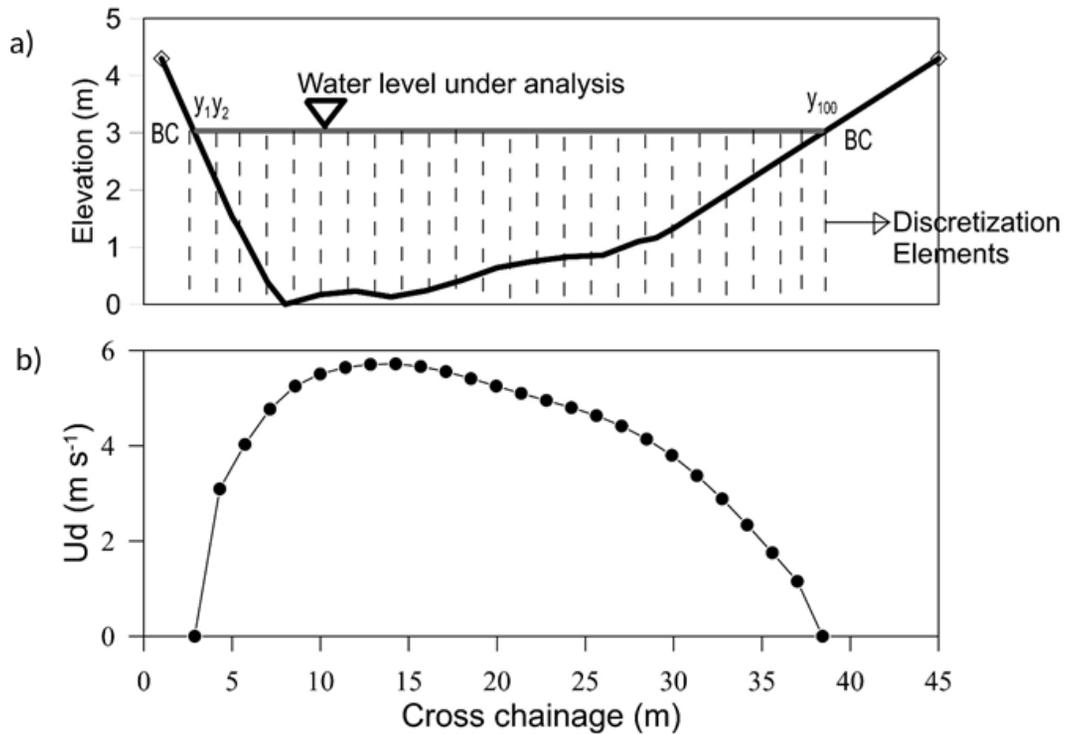


Figura 2. a) Discretización transversal. Datos de sección transversal adaptados de (Wallingford, 2013). b) Ejemplo de distribución de velocidad transversal correspondiente a la sección transversal ilustrada en a).

profundidad del agua [m]. Esta ecuación es el componente rugoso-turbulento de Colebrook-White.

$$f = \frac{8 \cdot g \cdot n l^2}{d^{\frac{1}{3}}} \quad (4)$$

El paquete CES calcula una curva de clasifica-

ción (nivel de flujo-agua) para cada escenario descrito en la Tabla 1. Los resultados se comparan con los puntos medidos en las curvas de descarga a través de diferentes parámetros. Cada escenario se describe en la Tabla 1.

Tabla 1. Escenarios para el análisis de las curvas de descarga utilizando el paquete CES.

Escenario	Descripción	Canal	Bancos
0	Un escenario de rugosidad	Rugosidad unitaria calibrada de Knight y col. (2009)	
1	Dos escenarios de rugosidad	Rugosidad unitaria calibrada de Knight y col. (2009)	Altura variable de la hierba + Grava fina
2	Dos escenarios de rugosidad	Rugosidad unitaria calibrada de Knight y col. (2009)	Altura variable de la hierba + empedrado
3	Un escenario de rugosidad	Modelo de roca de Knight y col. (2009)	
4	Dos escenarios de rugosidad	Modelo de roca de Knight y col. (2009)	Altura variable de la hierba + Grava fina
5	Dos escenarios de rugosidad	Modelo de roca de Knight y col. (2009)	Altura variable de la hierba + empedrado
6	Dos escenarios de rugosidad	Modelo de roca de Bathurst (2002)	Altura variable de la hierba + empedrado
7	Dos escenarios de rugosidad	Modelo de roca de Romero, Revollo y Molina (2010)	Altura variable de la hierba + empedrado

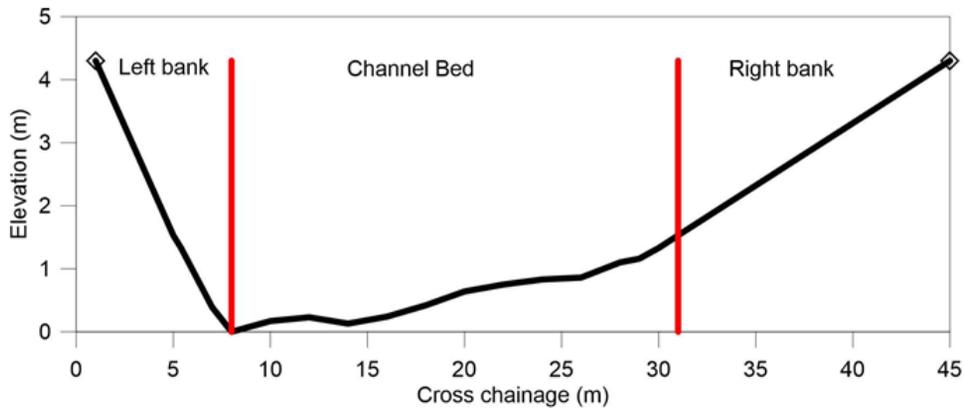


Figura 3. División de zonas de rugosidad.

2.4 Parámetros de Ajuste Estadístico

La cuantificación del rendimiento de cada escenario se realizó a través de índices estadísticos que abarcan en un solo número la calidad de predicción de un modelo en comparación con los datos de la validación. Sin embargo, cada parámetro muestra una proyección específica de la precisión del modelo en relación con los datos medidos (Chai y Draxler, 2014). A continuación, se puede encontrar una explicación de los parámetros utilizados.

MSE (raíz del error cuadrático medio) es un parámetro ampliamente utilizado en estudios meteorológicos y ambientales como por ejemplo de la calidad del aire o investigación climática (Willmott y Matsuura, 2005; Nayak y col., 2013; Ritter y Muñoz-Carpena, 2013; Chai y Draxler, 2014). Es una metodología cualitativa donde los errores más grandes del modelo tienen más peso que los más pequeños (Willmott y Matsuura, 2005; Chai y Draxler, 2014). De igual forma, Ferguson (2007) afirma que este parámetro es útil para estimar el rendimiento del modelo de valores altos, y tiene las mismas unidades que la variable bajo estudio.

Este parámetro es sensible a los valores atípicos, por lo que es importante eliminar los valores altos observados en la muestra (Chai y Draxler, 2014). La ecuación de RMSE se observa en la ecuación 5. Donde S significa valores simulados, O significa datos observados, y N es el número de datos. Un modelo

de ajuste perfecto tendrá un valor de RMSE de 0.

$$RMSE = \left(\frac{\sum_{i=1}^n S_i - O_i}{N} \right)^{0,5} \quad (5)$$

EF (coeficiente de eficiencia) es un parámetro estadístico que mide la capacidad de estimación de la línea 1:1 entre los datos observados y medidos (Nash y Sutcliffe, 1970). Este parámetro se utiliza ampliamente para calcular la bondad de ajuste de los modelos debido a su flexibilidad y fiabilidad (McCuen y Cutter, 2006; Merz y Doppmann, 2006; Nayak y col., 2013). Sin embargo, es sensible al sesgo y los valores atípicos (McCuen y Cutter, 2006; Ritter y Muñoz-Carpena, 2013) y otorga mucha importancia a las diferencias entre los valores observados y los previstos como lo hace RMSE.

Cuando se analiza la ecuación 6, el numerador representa la variación inexplicable de los datos por el modelo, mientras que el denominador es la diferencia de los datos observados con respecto a la media (McCuen y Cutter, 2006). Ritter y Muñoz-Carpena (2013) otorgan en la Tabla 2 una gama de valores para EF y sus implicaciones para el rendimiento del modelo. Un EF de 1 significa que el modelo y los datos medidos encajan perfectamente; donde \bar{O}_i es la media de las observaciones.

$$EF = 1 - \left(\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O}_i)^2} \right) \quad (6)$$

Tabla 2. Rendimiento del modelo basado en los valores de EF.

Rendimiento	EF
Muy bueno	≥ 0.9
Bueno	0.8-0.9
Aceptable	0.65-0.8
Insatisfactorio	< 0.65

Fuente: Ritter y Muñoz-Carpena (2013)

MAE (error absoluto medio) es el promedio de los errores (Ecuación 7). El RMSE es mayor que el MAE, por lo que la magnitud de la diferencia indica la bondad del modelo (Alvarado, 2001). Este parámetro se utiliza ampliamente para las evaluaciones de los modelos (Chai y Draxler, 2014). (Chai y Draxler, 2014) consideran que este parámetro es un mejor indicador del error promedio que RMSE. Un modelo con un ajuste perfecto tiene un MAE de 0.

$$MAE = \frac{\sum_{i=1}^n |S_i - O_i|}{N} \quad (7)$$

Error relativo (RE) (Ecuación 8), este parámetro representa el error relativo de la predicción tomando como base los datos medidos.

$$RE = \frac{S_i - O_i}{O_i} \cdot 100\% \quad (8)$$

3 Resultados

3.1 Curva de Clasificación

La Figura 4a muestra las curvas de descarga cuando se utiliza una rugosidad unitaria calibrada. Esta figura muestra que la inclusión de zonas de rugosidad adicionales para los cauces conduce a una mejor aproximación de los datos medidos para flujos superiores a $20 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

La Figura 4b ilustra la sensibilidad del modelo hacia la selección del modelo de rugosidad. Por ejemplo, en los modelos 6 y 7, los nuevos modelos de rugosidad junto con áreas adicionales de rugosidad no mejoran la predicción de la curva de clasificación, sino que conducen a valores más bajos de altura del agua. Según la Figura 4b, el mejor escenario es el número 3, que utiliza una zona de rugosidad con el modelo de rugosidad de Knight y col. (2009).

3.2 Índices Estadísticos

La Tabla 3 presenta los resultados de los índices estadísticos, y las celdas en negrillas muestran el modelo con la coincidencia más cercana al valor óptimo para cada parámetro. El RMSE muestra que el escenario 3 (una zona de rugosidad, modelo de rugosidad de Knight y col. (2009)) es el mejor modelo. Además, el escenario con el menor error medio absoluto (MAE) fue el escenario 2 (dos zonas de rugosidad, descripción de cuenca: empedrado + hierba de altura variable). La magnitud de la diferencia entre estos dos índices muestra que el escenario 3 es el mejor para predecir la curva de clasificación en el río Tomebamba. Los valores EF confirman que los escenarios 2 y 3 son los mejores, con un buen rendimiento (ver Tabla 2). Además, la Tabla 4 presenta el error relativo con respecto a los datos medidos para cada flujo y para cada escenario. Esta tabla muestra que, para los valores de flujo bajo, el escenario 0 tiene menos diferencia con respecto a los datos medidos. Además, en estas magnitudes de flujo, la Tabla 4 representa el error relativo más alto para todos los escenarios. Sin embargo, para valores de flujo más altos, el escenario 2 tiene la diferencia relativa más baja en la mayoría de los datos. Este aspecto coincide con el mayor valor de MAE presentado en la Tabla 3 para el escenario 2.

Tabla 3. Valores de índices estadísticos para los escenarios evaluados.

	Escenario 0	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Escenario 4	Escenario 5	Escenario 6	Escenario 7
RMSE	4,94	4,31	2,92	2,38	10,22	7,33	70,92	47,82
MAE	1,77	1,54	1,1	1,25	2,62	2,16	6,63	5,8
RMSE-MAE	3,16	2,77	1,81	1,13	7,6	5,17	64,3	42,03
EF	0,96	0,97	0,98	0,98	0,92	0,94	0,43	0,61

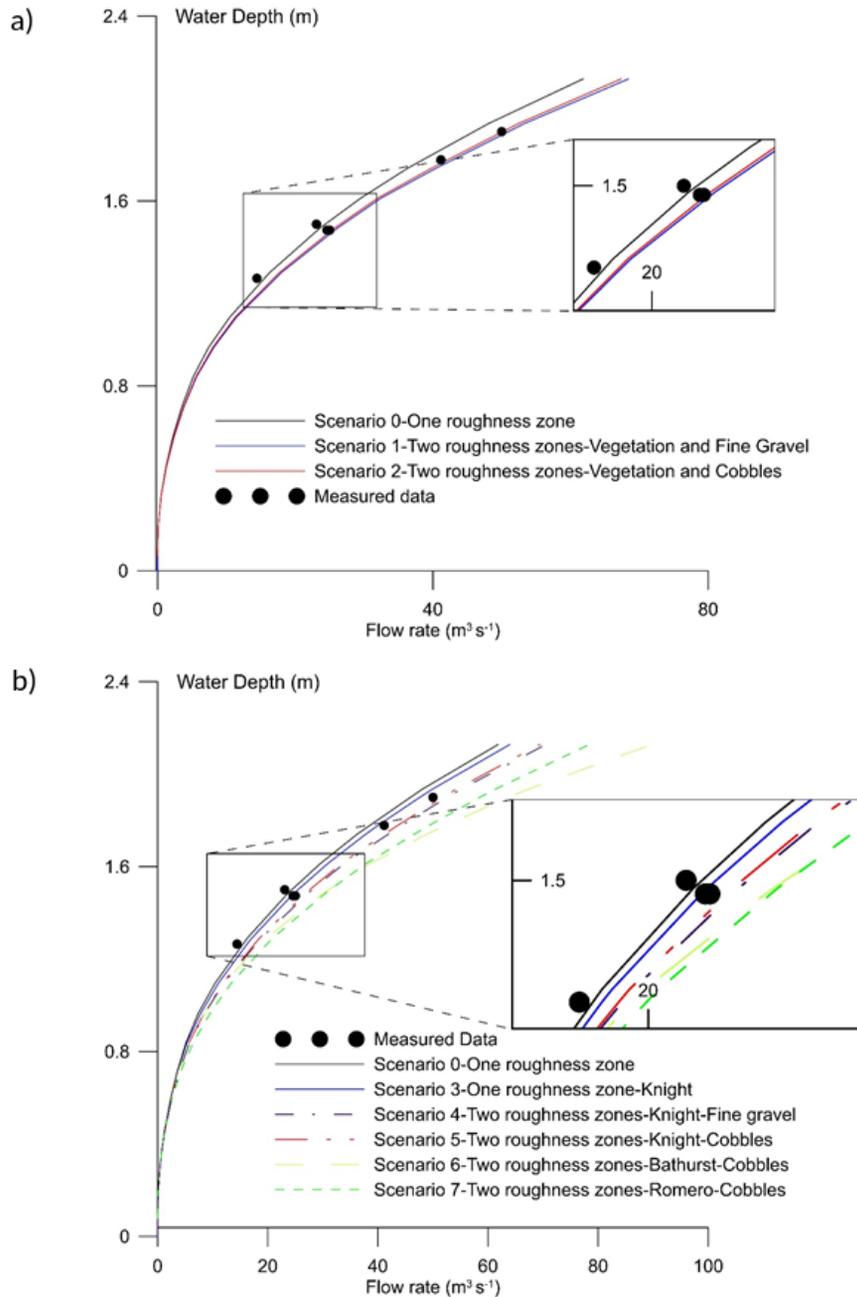


Figura 4. Curvas de descarga para diferentes escenarios. a) Mejor descripción del área del cauce. b) Modelo rugoso y mejor descripción del área del cauce.

4 Discusión

Dos escenarios han demostrado mejorar la capacidad de predicción de CES. De acuerdo con los parámetros el mejor escenario es el 3, que utiliza un modelo de roca con una sola zona de rugosidad. De

igual forma, Knight y col. (2009) también reportaron que este método tuvo el mejor desempeño. El rendimiento del modelo puede deberse a una mejor descripción del patrón de resistencia en los ríos de montaña, donde los valores de resistencia cambian con la profundidad. Por otra parte, el modelo origi-

nal tenía un valor fijo de resistencia para todas las profundidades del agua. El modelo clasificado como el segundo mejor es el que tiene tres escenarios de rugosidad: El lecho del canal tiene un parámetro de rugosidad calibrado y un refinamiento de la descripción de la cuenca. Este modelo es mejor en comparación con el escenario original, ya que muestra

una descripción más realista de la resistencia a través del área transversal. Este modelo tiene un MAE mejor que el escenario 3. El MAE asigna el mismo peso a diferentes valores de error, mientras que el RMSE asigna un peso mayor a errores mayores. La diferencia entre ambos se puede observar en el escenario 3.

Tabla 4. Error relativo relacionado con la magnitud del flujo.

Q	Escenario 0	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Escenario 4	Escenario 5	Escenario 6	Escenario 7
14,42	7,12	18,63	16,62	12,67	24,18	22,10	29,35	37,68
23,08	5,47	16,65	14,79	10,46	21,64	19,69	34,64	35,72
24,62	-5,67	4,57	2,86	-1,28	9,04	7,21	19,84	21,55
25,00	-7,12	2,96	1,28	-2,80	7,36	5,56	18,00	19,68
41,15	-6,67	3,83	2,13	-2,76	7,72	5,94	26,87	19,80
50,00	-8,38	1,62	-0,02	-4,74	5,18	3,52	27,46	17,06

La Tabla 4 muestra que la inclusión de un modelo de roca y/o zonas de rugosidad disminuye el error relativo a medida que aumenta el flujo. El agua y las rocas interactúan a menor flujo, generando flujos de inyección y ondas en las partículas que aumentan la resistencia al flujo, aumentando el parámetro de rugosidad (Jarrett, 1984; Bathurst, 2002). A medida que aumenta el flujo, este efecto se reduce, y el modelo parece ser más preciso para predecir los puntos en la curva de clasificación.

mo por ejemplo la inmersión relativa. Por lo tanto, el uso de una descripción inadecuada de rugosidad puede implicar errores importantes en las predicciones. Además, los resultados muestran que un factor de rugosidad calibrado para el lecho del canal y el uso del asesor de rugosidad para las cuencas pueden proporcionar buenos resultados de modelado cuando no se dispone de una rugosidad de roca apropiada.

La rugosidad reportada por Bathurst (2002) y Romero, Revollo y Molina (2010) tienen los peores resultados de acuerdo con los parámetros utilizados. Al inicio, los datos con los que se derivaron ambos modelos parecían ser buenos para representar la rugosidad de las rocas en este río. Bathurst (2002) utilizó una cantidad importante de datos de la literatura, y Romero, Revollo y Molina (2010) utilizaron datos de ríos de la misma región andina que el río Tomebamba. El modelo de Knight y col. (2009) fue calibrado con datos de este río y otro de la misma ciudad, pero el aspecto crucial que influye en su previsibilidad podría deberse a su relación logarítmica para reflejar la rugosidad en comparación con la relación exponencial obtenida por Bathurst (2002). El modelo de Romero, Revollo y Molina (2010) puede fallar en la excesiva simplicidad de la relación, ya que no cuenta con un término que represente la variación de resistencia en el área, co-

5 Conclusiones

Esta investigación representa una extensión del estudio de caso del río Tomebamba, presentado por Knight y col. (2009). Se consideraron nuevos escenarios con diferentes modelos de roca y/o zonas de rugosidad. La previsibilidad se cuantifica a través de diferentes parámetros para verificar diferentes aspectos de los errores. Los datos utilizados para la validación se tomaron de una curva de descarga que se comparó con el rendimiento del modelo.

La mayoría de los parámetros muestran que la descripción de la rugosidad de Knight y col. (2009) proporciona los mejores resultados para igualar la curva de descarga medida en esta sección del río Tomebamba. Además, el escenario donde se agregó un valor de rugosidad calibrado y dos escenarios de rugosidad adicionales proporciona el mejor

valor de MAE y el error relativo más bajo. Por lo tanto, el CES es capaz de predecir la curva de descarga en un río de montaña, pero se limita a predecir buenos resultados cuando la descripción de rugosidad toma en cuenta las condiciones locales, como lo hizo Knight y col. (2009). Por otra parte, el uso de una descripción de rugosidad obtenida de un conjunto de datos que no incluía el río Tomebamba ((Bathurst, 2002; Romero, Revollo y Molina, 2010) en este estudio) subestimó los niveles de agua que tienen un efecto potencialmente negativo durante la predicción de inundaciones. Por lo tanto, resulta necesario conocer los valores de rugosidad de cada área para obtener resultados de modelización apropiados, y cualquier ecuación empírica requiere una prueba previa antes de ser usada en un modelo.

Financiación

Esta investigación se desarrolló en el marco del proyecto "Desempeño y fiabilidad de modelos hidráulicos unidimensionales para la modelación de inundaciones en ríos de montaña" financiado por la Dirección de Investigación de la Universidad de Cuenca (DIUC) en el marco de la XI convocatoria de propuestas de investigación.

Referencias

- Aberle, J. y G. Smart (2003). «The influence of roughness structure on flow resistance on steep slopes». En: *Journal of hydraulic research* 41.3, 259-269. Online: <https://bit.ly/39LmnEv>.
- Abril, J. y D. Knight (2004). «Stage-discharge prediction for rivers in flood applying a depth-averaged model». En: *Journal of Hydraulic Research* 42.6, 616-629. Online: <https://bit.ly/3rqHkL7>.
- Alvarado, A. (2001). «Modelización hidrodinámica de canales de riego medianos». Graduate thesis. Cuenca, Ecuador: Universidad de Cuenca.
- Bathurst, J. (1985). «Flow resistance estimation in mountain rivers». En: *Journal of Hydraulic Engineering* 111.4, 625-643. Online: <https://bit.ly/39LyxNB>.
- (2002). «At-a-site variation and minimum flow resistance for mountain rivers». En: *Journal of Hydrology* 269.1-2, 11-26. Online: <https://bit.ly/3rlqop2>.
- Bhola, P., J. Leandro y M. Disse (2019). «Reducing uncertainties in flood inundation outputs of a two-dimensional hydrodynamic model by constraining roughness». En: *Natural Hazards and Earth System Sciences* 19.7, 1445-1457. Online: <https://bit.ly/3oOIQWF>.
- Bunte, K. y S. Abt (2001). *Sampling surface and sub-surface particle-size distributions in wadable gravel- and cobble-bed streams for analyses in sediment transport, hydraulics, and streambed monitoring*. US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Camp, J., D. Whyte y A. Shaw (2016). *Vulnerabilities Due to Flooding Events*. Inf. téc. National Center for Freight & Infrastructure Research & Education. Online: <https://bit.ly/3to8SCz>.
- Chai, T. y R. Draxler (2014). «Root mean square error (RMSE) or mean absolute error (MAE)? Arguments against avoiding RMSE in the literature». En: *Geoscientific model development* 7.3, 1247-1250. Online: <https://bit.ly/3aAXJpc>.
- Comiti, F. y col. (2007). «Field-derived relationships for flow velocity and resistance in high-gradient streams». En: *Journal of hydrology* 340.1-2, 48-62. Online: <https://bit.ly/3jkapVt>.
- Douben, K. (2006). «Characteristics of river floods and flooding: a global overview, 1985-2003». En: *Irrigation and Drainage: The journal of the International Commission on Irrigation and Drainage* 55.1, S9-S21. Online: <https://bit.ly/36FvqVC>.
- Ferguson, R. (2007). «Flow resistance equations for gravel- and boulder-bed streams». En: *Water resources research* 43.5. Online: <https://bit.ly/3tjdvxA>.
- Fisher, K. y H. Dawson (2003). *Reducing Uncertainty in River Flood Conveyance - Roughness Review*. Ed. por A. Peter. R & D Coordinator, Flood Management Division.
- Jarrett, R. D (1985). «Determination of roughness coefficients for streams in Colorado». Online: <https://on.doi.gov/2Lg5BDZ>.
- Jarrett, R. (1984). «Hydraulics of high-gradient streams». En: *Journal of hydraulic engineering* 110.11, 1519-1539. Online: <https://bit.ly/3avk6fY>.
- Knight, D. y col. (2009). *Practical channel hydraulics: Roughness, conveyance and afflux*. First Ed. CRC Press.
- Lee, A. y R. Ferguson (2002). «Velocity and flow resistance in step-pool streams». En: *Geomorphology*

- hology 46.1-2, 59-71. Online: <https://bit.ly/39NO4wB>.
- Marcus, W. y col. (1992). «An evaluation of methods for estimating Manning's n in small mountain streams». En: *Mountain Research and Development* 12.3, 227-239. Online: <https://bit.ly/36DhzPK>.
- Maxwell, A. y A. Papanicolaou (2001). «Step-pool morphology in high-gradient streams». En: *International Journal of Sediment Research* 16.3, 380-390. Online: <https://bit.ly/2LfsZBw>.
- McCuen R. and Knight, Z. y A. Cutter (2006). «Evaluation of the Nash-Sutcliffe efficiency index». En: *Journal of hydrologic engineering* 11.6, 597-602. Online: .
- Merz, J. y G. Doppmann (2006). *Measuring Mountain Stream Discharge Using the Salt Dilution Method A practical guide*. Kathmandu, Nepal: UoB PARDYP/ICIMOD e Hydrology Group.
- Morvan, H. y col. (2008). «The concept of roughness in fluvial hydraulics and its formulation in 1D, 2D and 3D numerical simulation models». En: *Journal of Hydraulic Research* 46.2, 191-208. Online: <https://bit.ly/3tnlzjx>.
- Nash, J. y J. Sutcliffe (1970). «River flow forecasting through conceptual models part I—A discussion of principles». En: *Journal of hydrology* 10.3, 282-290. Online: <https://bit.ly/3cRyeD9>.
- Nayak, P.C.a y col. (2013). «Rainfall-runoff modeling using conceptual, data driven, and wavelet based computing approach». En: *Journal of Hydrology* 493, 57-67. Online: <https://bit.ly/3tVZ0QQ>.
- Pagliara, S., R. Das e I. Carnacina (2008). «Flow resistance in large-scale roughness condition». En: *Canadian Journal of Civil Engineering* 35.11, 1285-1293. Online: <https://bit.ly/3oI4dYF>.
- Papanicolaou, A., A. Bdour y E. Wicklein (2004). «One-dimensional hydrodynamic/sediment transport model applicable to steep mountain streams». En: *Journal of Hydraulic Research* 42.4, 357-375. Online: <https://bit.ly/36GrRhY>.
- Ritter, A. y R. Muñoz-Carpena (2013). «Performance evaluation of hydrological models: Statistical significance for reducing subjectivity in goodness-of-fit assessments». En: *Journal of Hydrology* 480, 33-45. Online: <https://bit.ly/3cG2SPI>.
- Romero, M., N. Revollo y J. Molina (2010). «Flow resistance in steep mountain rivers in Bolivia». En: *Journal of Hydrodynamics* 22.5, 702-707. Online: <https://bit.ly/36FiizS>.
- Wallingford, H. (2013). «Reducing uncertainty in river flood conveyance, Phase 2 Conveyance Manual». Online: <https://bit.ly/3pQBIJx>.
- Willmott, C. y K. Matsuura (2005). «Advantages of the mean absolute error (MAE) over the root mean square error (RMSE) in assessing average model performance». En: *Climate research* 30.1, 79-82. Online: <https://bit.ly/3rjjq3Z>.
- Wohl, E. (2000). *Mountain Rivers*. Washington, D. C.: American Geophysical Union (Water Resources Monograph).
- Wolman, M. (1954). «A method of sampling coarse river-bed material». En: *EOS, Transactions American Geophysical Union* 35.6, 951-956. Online: <https://bit.ly/36Do05m>.
- Zimmermann, André (2010). «Flow resistance in steep streams: An experimental study». En: *Water Resources Research* 46.9. Online: <https://bit.ly/3jhFrxl>.



EVALUACIÓN DEL RIESGO AMBIENTAL POR LOS INSECTICIDAS FIPRONIL E IMIDACLOPRID EN EL CAMARÓN DE RÍO (*Cryphiops caementarius*)

ENVIRONMENTAL RISK ASSESSMENT BY FIPRONIL AND IMIDACLOPRID INSECTICIDES IN RIVER SHRIMP (*Cryphiops caementarius*)

Fiorella Alexandra Cáceres-Del Carpio¹  y José Iannacone^{*1,2} 

¹Laboratorio de Ingeniería Ambiental, Carrera de Ingeniería Ambiental. COEPERU - Coastal Ecosystems of Peru Research Group. Universidad Científica del Sur, Carr. Panamericana Sur 19, Villa EL Salvador, 15067, Perú.

²Grupo de Investigación Sostenibilidad Ambiental (GISA), Laboratorio de Ecología y Biodiversidad Animal (LEBA). Escuela Universitaria de Posgrado, Universidad Nacional Federico Villarreal, El Agustino, 15007, Lima, Perú.

*Autor para correspondencia: jiannacone@cientifica.edu.pe

Manuscrito recibido el 9 de mayo de 2020. Aceptado, tras revisión, el 11 de junio de 2020. Publicado el 1 de marzo de 2021.

Resumen

En la actualidad, el fipronil y el imidacloprid representan aproximadamente un tercio del mercado mundial de insecticidas. En el presente estudio se evaluó el riesgo ambiental (ERA) del fipronil e imidacloprid en las postlarvas del camarón de río (*Cryphiops caementarius*, Molina 1782). Se realizaron bioensayos de toxicidad de corta duración en base a la CL₅₀ (Concentración letal media) (mortalidad) y CE₅₀ (Concentración efectiva media) (hipoactividad natatoria). Se calculó la PNEC (Concentración prevista sin efecto conocido) y los estándares ambientales disponibles para la PEC (Concentración ambiental esperada) para el fipronil y el imidacloprid para determinar los cocientes de riesgo (CR). El imidacloprid resultó con mayor riesgo para el ambiente acuático que el fipronil para la respuesta letal (mortalidad) y subletal (hipoactividad natatoria). La diferencia del riesgo observada entre ambos insecticidas pudiera deberse a sus diferentes modos de acción. *C. caementarius* debería ser considerado como una especie sensible al momento de definir un estándar de calidad ambiental para la conservación del ambiente acuático. Por ende, es recomendable continuar el monitoreo para observar la presencia de estos insecticidas en los ecosistemas dulceacuícolas costeros, y reducir el uso del fipronil y del imidacloprid en los cultivos agrícolas que los emplean.

Palabras clave: Calidad ambiental, *Cryphiops caementarius*, Ecosistema acuático, Fipronil, Hipoactividad natatoria, Imidacloprid.

Abstract

Fipronil and imidacloprid currently represent approximately one third of the global insecticide market. In the present study, the environmental risk (ERA) of fipronil and imidacloprid in the postlarvae of the river shrimp (*Cryphiops caementarius*, Molina 1782) was evaluated. Short-term toxicity bioassays were performed based on LC₅₀ (mean lethal concentration) (mortality) and EC₅₀ (mean effective concentration) (swimming hypoactivity). PNEC (Predicted Concentration with No Known Effect) and available environmental standards for PEC (Expected Environmental Concentration) were calculated for fipronil and imidacloprid to determine risk quotient (RQ). Imidacloprid was more at risk for the aquatic environment than fipronil for the lethal response (mortality) and sublethal response (swimming hypoactivity). The observed risk difference between the two insecticides could be due to their different modes of action. *C. caementarius* should be considered as a sensitive species when defining an environmental quality standard for the conservation of the aquatic environment. Therefore, it is recommended to continue monitoring the presence of these insecticides in coastal freshwater bodies, and to reduce the use of fipronil and imidacloprid in the agricultural crops that use them.

Keywords: Environmental quality, *Cryphiops caementarius*, Aquatic ecosystem, Fipronil, swimming hypoactivity, Imidacloprid

Forma sugerida de citar: Cáceres-Del Carpio, F.A. y Iannacone, J. (2021). Evaluación del Riesgo Ambiental por los insecticidas Fipronil e Imidacloprid en el Camarón de río (*Cryphiops caementarius*). La Granja: Revista de Ciencias de la Vida. Vol. 33(1):104-114. <http://doi.org/10.17163/lgr.n33.2021.09>.

IDs Orcid:

Fiorella Alexandra Cáceres-Del Carpio: <http://orcid.org/0000-0001-5149-6681>

José Iannacone: <http://orcid.org/0000-0003-3699-4732>

1 Introducción

La importación de insecticidas en el Perú aumentó de 3481 tn a 5037 tn entre los años 2007 a 2017 (INEI, 2018), y debido a sus impactos ecológicos en los cuerpos de agua y la afectación a la biodiversidad acuática (Escobar-Chávez, Alvariano y Iannacone, 2019; Sotelo-Vásquez y Iannacone, 2019), es que el uso de los plaguicidas se regula para la protección de la salud y el medio ambiente por el Servicio Nacional de Sanidad Agraria (MINAGRI, 2020). Actualmente, el fipronil e imidacloprid representan aproximadamente un tercio del mercado mundial de insecticidas (MINAGRI, 2020). El fipronil y el imidacloprid actúan bloqueando la transmisión en el sistema nervioso central, pero cada sustancia química tiene un modo de acción diferente (Al-Badran y col., 2018; Al-Badran, Fujiwara y Mora, 2019). El fipronil interfiere con el paso de iones cloruro al unirse a un sitio específico dentro del receptor de ácido gamma-aminobutírico (GABA), mientras que el imidacloprid se une a los receptores de acetilcolina nicotínicos postsinápticos (nAChR) (Al-Badran y col., 2018).

El fipronil (fenilpirazoles) e imidacloprid (neonicotinoides) se aplican sobre plagas agrícolas, plagas domésticas y ectoparásitos de los animales domésticos (Al-Badran y col., 2018; Al-Badran, Fujiwara y Mora, 2019; Escobar-Chávez, Alvariano y Iannacone, 2019). En el Perú, en los cultivos agrícolas de arroz y cebolla, los insecticidas fipronil e imidacloprid son ampliamente empleados para el control de plagas (Gangwar y col., 2016; Pathak y col., 2018). En comparación con otros tipos de insecticidas, el fipronil y el imidacloprid se consideran más seguros debido a su baja toxicidad en peces y mamíferos. El fipronil y el imidacloprid son muy efectivos sobre los artrópodos en pequeñas concentraciones (Al-Badran y col., 2018). El incremento de su empleo en décadas recientes, la solubilidad moderada a alta y la persistencia en el agua plantean una seria preocupación con relación a los posibles efectos negativos en los invertebrados acuáticos que no son el objetivo del control (Al-Badran, Fujiwara y Mora, 2019).

El camarón de río (*Cryphiops caementarius*, Molina 1782), es una especie de relevancia biológica, comercial y económica en el Perú, y constituye uno de los componentes hidrobiológicos endémicos que mantiene la pesquería comercial de la costa sur del

Perú y norte de Chile (Campos y col., 2017). Se han registrado sus más altas poblaciones en los ríos del departamento de Arequipa (Perú), debido a que estos cuerpos de agua presentan un mayor caudal, además del predominio en esta zona sobre el cultivo de arroz y cebolla. *Cryphiops caementarius* se emplea en la acuicultura para la alimentación (Reyes, 2011; Reyes, 2018; Romero-Camarena, Zelada y Álvarez, 2013; Campos y col., 2017), sometido a una explotación hidrobiológica alta en el medio natural, al presentarse impactos sobre la destrucción de su hábitat por procesos naturales de sequía, y antrópicos como el empleo del agua, actividades agrícolas y mineras (Wasiw, 2017).

A la fecha no existe ninguna investigación que evalúe el riesgo ambiental de insecticidas al emplear a *C. caementarius* como especie bioindicadora (Smit y col., 2015; Al-Badran y col., 2018; Al-Badran, Fujiwara y Mora, 2019). Por lo tanto, el objetivo del presente trabajo fue evaluar el riesgo ambiental de los insecticidas fipronil e imidacloprid en *C. caementarius*.

2 Materiales y Métodos

2.1 Camarón de río *Cryphiops caementarius* (Molina 1782)

Las postlarvas del camarón de río (*C. caementarius*) fueron obtenidas del río Cañete en el distrito de Callango, Cañete, Lima, Perú (12°31'35"S 76°32'38"O) por un pescador autorizado perteneciente al gremio de pescadores de la zona (Resolución N°83-2007-PRODUCE), Perú. Las postlarvas se obtuvieron en el periodo de ausencia de veda de esta especie (Baltazar y Colón, 2014; Wasiw y Yépez, 2015).

Se aclimataron las postlarvas de *C. caementarius* en el Laboratorio de Larvicultura de la Universidad Científica del Sur (UCSUR), Lima, Perú, dos semanas antes del inicio de los bioensayos y siguiendo el siguiente esquema: cerca de 1000 postlarvas se mantuvieron en un contenedor de 750 L de capacidad con aireación constante a una temperatura promedio de 21±2 °C, suministrando hígado de pollo precocido como alimento cada 24 h para evitar la muerte de los organismos. Se realizó diariamente el cambio de agua, la cual fue previamente declarada empleando tiosulfado de sodio mediante sifoneo (Rice, Baird y Eaton, 2017). Para los bioensayos

se utilizaron postlarvas de *C. caementarius* con talla promedio de 15 mm (Baltazar y Colón, 2014). Se usó un calibrador ($\pm 0,1$ mm) para medir la longitud total de cada postlarva de *C. caementarius* al enderezar el cuerpo del camarón cuidadosamente sobre la mesa y midiendo la longitud total desde la punta de la cabeza hasta el final de la cola (Al-Badran, Fujiwara y Mora, 2019).

2.2 Insecticidas

Se empleó el fipronil de la marca Regent SC a una concentración de $250 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ y se establecieron siete concentraciones nominales ($0,10 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; $0,26 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; $0,64 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; $1,6 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; $4 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; $0,02 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ y $0,04 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). Para el imidacloprid se utilizó la marca Imidamin a una concentración de $350 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ con cinco concentraciones nominales ($28,8 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; $71,9 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; $179,8 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; $449,6 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ y $1124 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$).

2.3 Bioensayos

Se usaron cuatro repeticiones por cada insecticida, más un control. Se colocaron 2 L con agua de dilución a contenedores con una capacidad de 3 L, los cuales se conectaron a un sistema con aireación constante en serie, para cada concentración y repetición. Luego se colocaron 10 ejemplares de postlarva del *C. caementarius* en cada uno de los contenedores (Escobar-Chávez, Alvariano y Iannacone, 2019). El agua que se usó en los contenedores se acondicionó con Nutrafin Aqua Plus (Hagen, USA).

Las postlarvas de camarón de río se alimentaron cada 48 h con arroz cocido para evitar su muerte por canibalismo. Las mediciones de mortalidad e hipoactividad natatoria postlarval (hNPL) se realizaron a las 3h, 8h, 24h, 48h, 72h y 96h de exposición. Los organismos fueron considerados muertos ante la ausencia total de movimiento durante 2 min luego de tocarse suavemente con la ayuda de un palillo. La hNPL se catalogó como la falta de desplazamiento, falta de lucha, ausencia de reacción a estímulos mecánicos, y aletargamiento. La actividad natatoria postlarval normal fue considerada como la búsqueda de alimento, desplazamiento en toda la columna de agua y reacción rápida a estímulos mecánicos.

2.4 Análisis de datos y evaluación del riesgo ambiental

Se determinaron los porcentajes de mortalidad e hNPL de *C. caementarius*. La concentración letal media (CL_{50}) para la mortalidad y la concentración efectiva media (CE_{50}) para la hNPL fueron calculadas con el programa Probit versión 1,5 con un nivel de confianza al 95% y el modelo de regresión se verificó con el estadístico Chi-cuadrado (χ^2) (Rice, Baird y Eaton, 2017). Los parámetros LOEC (concentración más baja donde se observa efecto) y NOEC (concentración de efecto no observado) se calcularon con el programa estadístico Past 3.2, mediante la prueba de Kruskal-Wallis en base a las diferencias significativas entre las mortalidades y las hNPLs para las concentraciones del fipronil e imidacloprid empleadas.

2.4.1 Concentración prevista sin efecto conocido (PNEC)

Se halló la PNEC a partir de la $CL(E)_{50}$, LOEC y NOEC derivados de los resultados de los ensayos de toxicidad de corta duración. A estos parámetros se le aplicó el "factor de valoración" (FV) o seguridad establecidos para ensayos de toxicidad, el cual fue de 1000 (PNUMA/IPCS1999). Con PNEC la relación entre parámetros de toxicidad/Factor de valoración.

2.4.2 Concentración ambiental esperada (PEC)

Se emplearon los estándares de calidad ambiental (ECA) de la legislación de los Países Bajos para el fipronil (Tennekes, 2018) y para el imidacloprid (Smit y col., 2015), presentando los ECA del imidacloprid dos escenarios. Escenario 1: ECA a corto plazo, de concentración máxima aceptable (MAC-ECA) basado en datos de toxicidad aguda. Escenario 2: ECA a largo plazo, expresado como una concentración promedio anual (AA-ECA) basado en datos de toxicidad crónica con el objetivo de proteger el ecosistema contra los efectos adversos resultantes de la exposición a largo plazo (EC, 2011).

2.4.3 Caracterización del riesgo (PEC/PNEC)

Se calculó el cociente de riesgo (CR), que establece que si la $PEC/PNEC < 1$ se considera que el fipronil e imidacloprid evaluados son de bajo riesgo; mientras que cuando $PEC/PNEC > 1$, se considera

un alto riesgo (De la Torre, Ñuñoz y Carballo, 2004). Con CR la relación entre PEC/PNEC.

3 Resultados

La mortalidad y la hNPL aumentan desde las 3 h hasta las 96 h de exposición en las postlarvas de *C. caementarius* que presentaron a las 96 h de exposición un mayor efecto en el fipronil, llegando al 100% de mortalidad y de hNPL. Para el imidaclo-

prid se alcanzó un 87,5% y 100% para la mortalidad y el hNPL, respectivamente. Se obtuvieron los valores de la CL₅₀ y CE₅₀ para los insecticidas fipronil con sus límites superiores e inferiores al 95% desde las 3 h hasta las 96 h de exposición, y sus respectivos coeficientes de determinación (R²) (Tablas 1 y 2). De igual forma se observan los parámetros de LOEC y NOEC para el fipronil e imidacloprid desde las 3 h hasta las 96 h de exposición en las postlarvas de *C. caementarius* (Tabla 3 y 4).

Tabla 1. Concentración letal media (CL₅₀) y Concentración efectiva media (CE₅₀) y límites superiores e inferiores para parámetros letales y subletales en base a la hNPL (hipoactividad natatoria) en *Cryphiops caementarius* para el fipronil a seis diferentes tiempos de exposición.

Tiempo de exposición (h)	Mortalidad CL ₅₀ (μg·L ⁻¹)	R ²	hNPL CE ₅₀ (μg·L ⁻¹)	R ²
3 h	0,901 (0,506- 1,601)	0,98	0,252 (0,175- 0,364)	0,99
8 h	0,679 (0,354- 1,303)	0,97	0,074 (0,042- 0,131)	0,96
24 h	0,035 (0,007- 0,171)	0,87	0,003 (0,001- 0,007)	0,99
48 h	< 0,02	ND	< 0,02	ND
72 h	< 0,02	ND	< 0,02	ND
96 h	< 0,02	ND	< 0,02	ND

(): Límites superiores e inferiores (95%). R²: coeficiente de determinación.

Tabla 2. Concentración letal media (CL₅₀) y concentración efectiva media (CE₅₀) y límites superiores e inferiores para parámetros letales (mortalidad) y subletales en base a la hNPL (hipoactividad natatoria) en *Cryphiops caementarius* para el imidacloprid a seis diferentes tiempos de exposición.

Tiempo de exposición (h)	Mortalidad CL ₅₀ (μg·L ⁻¹)	R ²	hNPL CE ₅₀ (μg·L ⁻¹)	R ²
3 h	ND	ND	260,5 (82,97- 817,92)	0,83
8 h	ND	ND	246,7 (152,42- 399,42)	0,94
24 h	5353,7 (1832,17 - 15643,56)	1	28,4 (6,62- 122,17)	0,97
48 h	53540,8 (1032,89- 2775350,23)	0,52	5,3 (1,11- 25,66)	0,46
72 h	13,68 (1,72- 109,11)	0,97	1,2 (0,14- 9,83)	0,93
96 h	0,23 (0,01- 6,37)	0,91	0,002 (0,00- 0,16)	0,79

(): Límites superiores e inferiores al 95%. R²: coeficiente de determinación.

La Tabla 5 muestra los valores que establecen la relación entre la PEC y el PNEC para determinar el riesgo existente de los insecticidas, basados en los parámetros PNEC-CL₅₀-mortalidad, PNEC-CE₅₀-hNPL, PNEC-LOEC-mortalidad y PNEC-LOEC-hNPL. Para el fipronil y para el imidacloprid se obtuvieron valo-

res de CRs mayores a uno en todos los casos (Tabla 5). El imidacloprid presentó un mayor riesgo para el ambiente acuático que el fipronil para la respuesta letal (mortalidad) y subletal (hipoactividad natatoria postlarval).

Tabla 3. Concentración más baja donde se observa efecto (LOEC) y concentración de efecto no observado (NOEC) para parámetros letales (mortalidad) y subletales en base a la hNPL (hipoactividad natatoria) en *Cryphiops caementarius* para el fipronil a seis diferentes tiempos de exposición.

Tiempo de exposición (h)	Mortalidad ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)		hNPL ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	
	LOEC	NOEC	LOEC	NOEC
3 h	1,60	0,64	0,26	0,10
8 h	0,26	0,10	0,04	0,02
24 h	0,02	< 0,02	0,02	< 0,02
48 h	0,02	< 0,02	0,02	< 0,02
72 h	0,02	< 0,02	0,02	< 0,02
96 h	0,02	< 0,02	0,02	< 0,02

LOEC: Concentración más baja donde se observa efecto.
NOEC: Concentración de efecto no observado.

Tabla 4. Concentración más baja donde se observa efecto (LOEC) y concentración de efecto no observado (NOEC) para parámetros letales (mortalidad) y subletales en base a la hNPL (hipoactividad natatoria) en *Cryphiops caementarius* para el imidacloprid a diferentes tiempos de exposición.

Tiempo de exposición (h)	Mortalidad ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)		hNPL ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	
	LOEC	NOEC	LOEC	NOEC
3 h	28,8	< 28,8	179,8	71,9
8 h	28,8	< 28,8	179,8	71,9
24 h	28,8	< 28,8	28,8	< 28,8
48 h	28,8	< 28,8	28,8	< 28,8
72 h	28,8	< 28,8	28,8	< 28,8
96 h	28,8	< 28,8	28,8	< 28,8

LOEC: Concentración más baja donde se observa efecto.
NOEC: Concentración de efecto no observado.

4 Discusión

No se han realizado bioensayos de toxicidad con el fipronil y el imidacloprid en *C. caementarius*, pero se observan investigaciones con otras especies de crustáceos acuáticos (Goff y col., 2017; Al-Badran, Fujiwara y Mora, 2019). *C. caementarius* presentó efectos en la mortalidad y en la hipoactividad natatoria (hNPL) para ambos insecticidas, en la hNPL se manifestó falta de reacción ante estímulos brindados, reducción del movimiento y nado extraño, los resultados obtenidos variaron con las concentraciones y tiempos de exposición en ambos insecticidas (Mendoza-Rodríguez, 2009).

Shan y col. (2003) encontraron para el fipronil en *Macrobrachium rosenbergii* (De Man, 1879) y *Macrobrachium nipponensis* (De Haan, 1849), valores de CL_{50} (24 h) de $6,41 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ y $> 25,70 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, respecti-

vamente. *C. caementarius* fue más sensible al fipronil que las dos especies de *Macrobrachium* con un valor de CL_{50} de $0,035 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ a las 24 h de exposición. Las diferencias en las CL_{50} obtenidas, pueden deberse a los diferentes protocolos empleados en los bioensayos, donde Shan y col. (2003) realizaron una simulación de los campos de arroz en condiciones de laboratorio. También estas diferencias pueden ser explicadas por los patrones específicos de biodistribución, a las tasas de metabolización, o incluso a la sensibilidad específica de cada taxón objetivo.

El fipronil e imidacloprid en *Palaemonetes pugio* Holthuis, 1949 a las 96 h de exposición obtuvo una CL_{50} de $0,68 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ para las larvas y una CL_{50} de $0,32 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ para los adultos ante el fipronil, y para el imidacloprid fue significativamente más tóxica en las larvas (CL_{50} de $308 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) que en los adultos (CL_{50} de $563,5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) (Key y col., 2007).

Tabla 5. Valores de PEC (Evaluación de la Exposición), PNEC (concentración prevista sin efecto conocido) para determinar el CR (Cociente de riesgo) de los insecticidas fipronil e imidacloprid empleando al camarón de río *Cryphiops caementarius*.

Parámetros	Fipronil	Imidacloprid-Escenario 1	Imidacloprid-Escenario 2
PEC	0,00007 (ECA)	0,2 (MAC-ECA)	0,0083 (AA-ECA)
PNEC (CL ₅₀ -mortalidad)	0,00002	0,00023	0,00023
PNEC (CE ₅₀ -hNPL)	0,00002	0,000002	0,000002
PNEC (LOEC-mortalidad)	0,00002	0,028	0,028
PNEC (LOEC-hNPL)	0,00002	0,028	0,028
CR (CL ₅₀ -mortalidad)	3,5	869,56	36,08
CR (CE ₅₀ -hNPL)	3,5	100.000	4.150
CR (LOEC-mortalidad)	3,5	7,14	2,96
CR (LOEC-hNPL)	3,5	7,14	2,96

ECA= Estándar de Calidad Ambiental. CL₅₀ = Concentración letal media a 96 h de exposición. CE₅₀ = Concentración Efectiva media a 96 h de exposición. LOEC= concentración más baja donde se observa efecto a 96 h de exposición. MAC-ECA= Concentración máxima permisible para un Estándar de Calidad Ambiental a corto plazo. AA-ECA= ECA a largo plazo, expresado como una concentración promedio anual.

En el caso del *C. caementarius*, la exposición al fipronil y al imidacloprid a las 96 h de exposición para la mortalidad en postlarvas de camarón evidenció diferencia con la investigación de Key y col. (2007). Se hallaron también los parámetros de LOEC y NOEC para la mortalidad, los cuales fueron de 0,02 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ y <0,02 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ a las 96 h de exposición para el fipronil, y de 28,8 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ y <28,8 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (96 h) para el imidacloprid, respectivamente. Key y col. (2007), encontraron valores de menor toxicidad para *P. pugio* que los de la presente investigación.

El fipronil presentó mayor toxicidad letal que el imidacloprid en base a la CL₅₀ *C. caementarius* a 96 h de exposición. Omar y col. (2016), en *Marsupenaeus japonicus* (Spence Bate, 1888), encontraron efectos variables de acuerdo al estadio de desarrollo ensayado. La mayor toxicidad letal del fipronil en comparación al imidacloprid se ha observado en otras especies de crustáceos decápodos como *Farfantepenaeus aztecus* (Al-Badran, Fujiwara y Mora, 2019). *Penaeus monodon* Fabricius, 1798 fue sometido al fipronil y al imidacloprid en el estadio de postlarvas a las 48 h de exposición, encontrando valores de CL₅₀ de 0,2 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ y 175 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente (Hook y col., 2018).

Los artrópodos se encuentran entre los taxones más sensibles al fipronil, y las especies relacionadas pueden tener sensibilidades muy variadas a este in-

secticida (Stevens y col., 2011), y esto se debe a que el fipronil puede ser más tóxico una vez metabolizado, debido a que el sulfuro de fipronilo y la sulfona de fipronilo son generalmente dos a tres veces más tóxicos que el compuesto original. Asimismo, existe una gama muy amplia en la sensibilidad de los crustáceos al imidacloprid, con valores de CL₅₀ que varían de 1 a 52 500 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Smit y col., 2015).

Se han observado efectos subletales por acción del fipronil e imidacloprid en el comportamiento, fisiología, reproducción y desarrollo de invertebrados acuáticos no destinatarios (Al-Badran y col., 2018; Sohn y col., 2018). Para el parámetro subletal de hNPL, se encontró una CL₅₀ en un rango de 260,5 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ a 0,002 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, entre las 3 h y 96 h para el imidacloprid y un rango de 0,252 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ y <0,02 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ obtenidos entre las 3 h y 96 h de exposición para el fipronil. El fipronil, a diferencia del imidacloprid, causó nado errático en todas las direcciones o convulsiones y reacción inmediata ante el estímulo del movimiento, mientras que ante el imidacloprid las postlarvas presentaron atargamiento, disminución del nado en la columna de agua, y reacción tardía ante la estimulación del movimiento.

Para ambos insecticidas se presentó lucha por el alimento, ausencia total del desplazamiento antes de la muerte, pese al intento de nado que se reflejó en la movilidad de los apéndices locomotores. Al-

Badran, Fujiwara y Mora (2019) encontraron cambios en el comportamiento de *F. aztecus* por acción del fipronil e imidacloprid bajo diferentes tiempos de exposición en dependencia de las concentraciones. El imidacloprid redujo el comportamiento de defensa del crustáceo *Orconectes rusticus* (Sohn y col., 2018). En el presente trabajo el imidacloprid presentó mayores efectos subletales que el fipronil.

Los diferentes efectos que presentaron las postlarvas ante ambos insecticidas se deben a los modos de acción de cada uno. El fipronil es un antagonista del GABA que provoca hiperexcitación y convulsiones; mientras que el imidacloprid es un antagonista del nAChR que causa una variedad de síntomas desde hiperexcitación hasta letargo y parálisis (Cox y col., 1998; Al-Badran, Fujiwara y Mora, 2019).

Para los ingredientes activos del fipronil e imidacloprid, los resultados obtenidos con el CR de corta duración muestran la existencia de un riesgo ambiental y concuerda con los estudios de Sluijs y col. (2015), que muestran los riesgos para la biodiversidad y el funcionamiento del ecosistema por el uso generalizado de neonicotinoides como el imidacloprid y fipronil. Se han encontrado que muestras tomadas en aguas subterráneas y superficiales superan los límites basados en los umbrales ecológicos establecidos en diferentes países de América del Norte y Europa, lo cual indica que existen en los suelos, las vías fluviales y las plantas en entornos agrícolas, urbanos y en áreas de drenaje que están contaminadas con mezclas de fipronil, neonicotinoides o sus metabolitos (Bonmatin y col., 2015). Sluijs y col. (2015) muestra una creciente evidencia que estos insecticidas representan un alto riesgo para una amplia gama de taxones de invertebrados no objetivos, lo cual tendría un impacto en las cadenas alimenticias acuáticas.

Los plaguicidas pueden ser lixiviados en zanjas y ríos por las lluvias, y las aguas superficiales se pueden contaminar con un rociado directo, mediante la escorrentía y lixiviación de los campos agrícolas (Vijver y Brink, 2014). La emisión a las aguas superficiales del fipronil e imidacloprid están originadas por muchos factores, como la distancia del cultivo a la zanja, modo de aplicación, condiciones climáticas, etc. Esto supone una preocupación si no se siguen ciertos protocolos de aplicación o se

desconocen los efectos potenciales en los ecosistemas acuáticos (Stoorvogel y col., 2003; Pisa y col., 2015), tal es el caso del camarón de río, el cual con frecuencia se encuentra en ríos cercanos a los campos de arroz, donde el fipronil e imidacloprid son de amplio uso (Wasiw, 2017).

Se han publicado varios estudios de laboratorio sobre la toxicidad del imidacloprid en una variedad de invertebrados acuáticos y el organismo de prueba estándar, *Daphnia magna* Straus, 1820, quien es menos tóxico a los neonicotinoides (imidacloprid) en comparación a otros invertebrados (Beketov y Liess, 2008; Escobar-Chávez, Alvariano y Iannacone, 2019). Una CL_{50} aguda de alrededor de $7\ 000\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ representa varios órdenes de magnitud por encima de las concentraciones efectivas encontradas para otros invertebrados. Esto implica que no siempre *D. magna* se puede utilizar como un organismo de prueba sensible y protector para toda la trama trófica acuática, a diferencia de *C. caementarius* que evidenció una mayor sensibilidad (Ngim y Crosby, 2001).

Aunque no se cuenta con información disponible de la toxicidad de estos insecticidas en el *C. caementarius*, existen estudios como el de Van Dijk, Van Staalduinen y Sluijs (2013), donde se evaluó la abundancia de macroinvertebrados acuáticos y las concentraciones de imidacloprid en aguas superficiales. Se observó que la abundancia de macroinvertebrados disminuye al aumentar la concentración del imidacloprid en el medio acuático (Beketov y col., 2013).

De acuerdo a las magnitudes del nivel de riesgo obtenidos de la literatura (i.e. $RQ \geq 1$ de alto riesgo, $0,1 \leq RQ < 1$ de riesgo medio, $0,01 \leq RQ < 0,1$ de bajo riesgo) (Sánchez-Bayo, Baskaran y Kennedy, 2002), los dos insecticidas presentaron un alto riesgo al ecosistema acuático en base a los efectos letales y subletales de *C. caementarius*.

En general, los resultados de la presente investigación y de la literatura publicada indican que ambos insecticidas tienen el potencial de causar daños significativos a los ecosistemas acuáticos al causar efectos negativos en individuos y poblaciones de invertebrados acuáticos en concentraciones muy bajas (Chaton y col., 2002). Para *C. caementarius* existiría un mayor riesgo en los periodos de diciembre a

marzo y según la normatividad peruana, esta especie se encuentra en periodo de veda, debido a que durante esta etapa se observa una mayor presencia de huevos y hembras ovígeras (Baltazar y Colón, 2014).

5 Conclusiones

El bioindicador *C. caementarius* permite evaluar el riesgo ambiental del fipronil y el imidacloprid en el ecosistema acuático al emplear el cociente de riesgo a 96 h de exposición en base a la mortalidad en la respuesta letal, así como a la mortalidad y la subletalidad en base a la hipoactividad natatoria. El imidacloprid presentó un mayor riesgo para el ambiente acuático que el fipronil para la respuesta letal (mortalidad) y subletal (hipoactividad natatoria postlarval). La diferencia tóxica observada entre ambos insecticidas pudiera deberse a sus diferentes modos de acción. Este invertebrado nativo del Perú, *C. caementarius*, debería ser considerado como una especie sensible al momento de definir un ECA para la conservación del ambiente acuático, sobre todo en los periodos de enero a marzo, en las que según la normatividad peruana esta especie se encuentra en veda. Por ende, es recomendable continuar monitoreando la presencia de estos insecticidas en los cuerpos de agua dulce acuáticas costeras, y reducir el uso del fipronil y del imidacloprid en los cultivos agrícolas que los emplean.

Referencias

- Al-Badran, A., M. Fujiwara y M. Mora (2019). «Effects of insecticides, fipronil and imidacloprid, on the growth, survival, and behavior of brown shrimp *Farfantepenaeus aztecus*». En: *PloS one* 14.10, e0223641. Online: <https://bit.ly/35AhNqm>.
- Al-Badran, A. y col. (2018). «Lethal and sub-lethal effects of the insecticide fipronil on juvenile brown shrimp *Farfantepenaeus aztecus*». En: *Scientific reports* 8.1, 1-12. Online: <https://go.nature.com/3nIvSbg>.
- Baltazar, G. y C. Colón (2014). «Algunos aspectos biológicos pesqueros de *Cryphiops Caementarius* camarón de río" (Molina, 1782) en la cuenca baja del río Mala». En: *Científica* 11.1, 30-45. Online: <https://bit.ly/39kq3vm>.
- Beketov, M. A. y M. Liess (2008). «Potential of 11 pesticides to initiate downstream drift of stream macroinvertebrates». En: *Archives of environmental contamination and toxicology* 55.2, 247-253. Online: <https://bit.ly/3i92WrL>.
- Beketov, M. y col. (2013). «Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates». En: *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110.27, 11039-11043. Online: <https://bit.ly/3bA3O7q>.
- Bonmatin, J. y col. (2015). «Worldwide integrated assessment of the impact of systemic pesticides on biodiversity and ecosystems». En: *Environmental Science and Pollution Research* 22.1, 35-67. Online: <https://bit.ly/3oJFp3a>.
- Campos, S. y col. (2017). «Monitoreo biológico y poblacional del recurso "camarón de río" *Cryphiops caementarius* (Molina, 1782) en los ríos Majes-Camaná y Ocoña. 2015.». En: *Informe Instituto del Mar Perú* 44.3, 442-448. Online: <https://bit.ly/2LP3pDh>.
- Chaton, P. y col. (2002). «Toxicity and bioaccumulation of fipronil in the nontarget arthropodan fauna associated with subalpine mosquito breeding sites». En: *Ecotoxicology and Environmental Safety* 52.1, 8-12. Online: <https://bit.ly/3nGn1Xs>.
- Cox, L. y col. (1998). «Sorption of imidacloprid on soil clay mineral and organic components». En: *Soil Science Society of America Journal* 62.4, 911-915. Online: <https://bit.ly/39vf5DB>.
- De la Torre, A., J. Nuñez y M. Carballo (2004). *Curso sobre toxicología Ambiental y Seguridad Química. Evaluación Medioambiental y Ecotoxicológica*. Inf. téc. Sanidad Ambiental, 20-24. Online: <https://bit.ly/2V7W56Y>.
- EC (2011). *Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC)*. Ed. por European Communities. 27. Brussels, Belgium: European Commission.
- Escobar-Chávez, C., L. Alvariano y J. Iannacone (2019). «Evaluation of the Aquatic Environmental Risk of the mixture of the pesticides imidacloprid (insecticide) and propineb (Fungicide) in *Daphnia magna* Straus, 1820». En: *Paideia XXI* 9.2, 301-332. Online: <https://bit.ly/39rzMQL>.
- Gangwar, R. y col. (2016). «Effect of surfactant on the efficacy of insecticides against onion thrips (*Thrips tabaci*)». En: *Indian Journal of Agricultural Sciences* 86.6, 757-61. Online: <https://bit.ly/39xV8fw>.

- Goff, A. y col. (2017). «The effects of fipronil and the photodegradation product fipronil desulfinyl on growth and gene expression in juvenile blue crabs, *Callinectes sapidus*, at different salinities». En: *Aquatic Toxicology* 186, 96-104. Online: <https://bit.ly/2XClIXM>.
- Hook, S. y col. (2018). «The impacts of modern-use pesticides on shrimp aquaculture: An assessment for north eastern Australia». En: *Ecotoxicology and environmental safety* 148, 770-780. Online: <https://bit.ly/3i7not7>.
- INEI (2018). *Anuario de Estadísticas Ambientales*. Inf. téc. Lima. 717 pp.: Instituto Nacional de Estadística e Informática.
- Key, P. y col. (2007). «Toxicity of three pesticides individually and in mixture to larval grass shrimp (*Palaemonetes pugio*)». En: *Ecotoxicology and Environmental Safety* 68.2, 272-277. Online: <https://bit.ly/3nFrMAO>.
- MINAGRI (2020). «Decreto Supremo que aprueba la modificación del Texto Único de Procedimientos Administrativo -TUPA del Servicio Nacional de Sanidad Agraria -SENASA». En: *Decreto Supremo N°001-2020-MINAGRI*. Ed. por Ministerio de Agricultura y Riego. Disponible en <https://bit.ly/3aNurTt>.
- Mendoza-Rodríguez, R. (2009). «Toxicidad aguda del sulfato de cobre en postlarvas de camarón *Cryphiops caementarius*». En: *Archivos de zootecnia* 58.221, 103-110. Online: <https://bit.ly/2LPEJec>.
- Ngim, K. y D. Crosby (2001). «Abiotic processes influencing fipronil and desulfiofipronil dissipation in California, USA, rice fields». En: *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal* 20.5, 972-977. Online: <https://bit.ly/3nM77Lb>.
- Omar, H. y col. (2016). «Acute water column effects concentrations (LC50, LC90) for three commonly used insecticides, two Neonicotinoids (Acetamiprid and Imidacloprid), and a recently registered Phenylpyrazole (Fipronil), exposed to common commercially cultured shrimp (*Marsupenaeus japonicus*)». En: *55th Annual Meeting of the Society of Toxicology*. Online: <https://bit.ly/3e9zAr0>.
- Pathak, M. y col. (2018). «Evaluation of Different Insecticides against Onion Thrips in Onion Seed Production». En: *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences* 7.7, 4204-4207. Online: <https://bit.ly/2LvxFU6>.
- Pisa, L. y col. (2015). «Effects of neonicotinoids and fipronil on non-target invertebrates». En: *Environmental Science and Pollution Research* 22.1, 68-102. Online: <https://bit.ly/35EpThw>.
- Reyes, W (2011). «Crecimiento, reproducción y supervivencia de hembras del camarón de río *Cryphiops caementarius* criados en recipientes individuales». En: *Sciéndo* 14.1, 77-88. Online: <https://bit.ly/2X9y4Pw>.
- Reyes, Walter (2018). «El síndrome de la ecdisis incompleta en machos adultos de *Cryphiops caementarius* (Crustacea: Palaemonidae) y sus consecuencias en cultivo intensivo». En: *Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú* 29.1, 368-374. Online: <https://bit.ly/3qcOGky>.
- Rice, E., R. Baird y A. Eaton (2017). *Standard Methods for the examination of water and wastewater*, 23rd Ed. Denver, USA: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.
- Romero-Camarena, H., M. Zelada y V. Álvarez (2013). «Producción larval del Camarón de río (*Cryphiops caementarius*) en condiciones de laboratorio, Huacho, Perú». En: *Infinitum* 3.1, 35-40. Online: <https://bit.ly/3nBzR9C>.
- Sánchez-Bayo, F., S. Baskaran e I. Kennedy (2002). «Ecological relative risk (EcoRR): another approach for risk assessment of pesticides in agriculture». En: *Agriculture, Ecosystems y Environment* 91.1-3, 37-57. Online: <https://bit.ly/2XFfIEY>.
- Shan, Z. y col. (2003). «Impact of fipronil on crustacean aquatic organisms in a paddy field-fishpond ecosystem». En: *Bulletin of environmental contamination and toxicology* 70.4, 746-752. Online: <https://bit.ly/2XKhkx7>.
- Sluijs, J. Van der y col. (2015). «Conclusions of the Worldwide Integrated Assessment on the risks of neonicotinoids and fipronil to biodiversity and ecosystem functioning». En: *Environ Sci Pollut Res* 22, 148-154. Online: <https://bit.ly/3qmv4ui>.
- Smit, C. y col. (2015). «Ecotoxicity of imidacloprid to aquatic organisms: derivation of water quality standards for peak and long-term exposure». En: *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 21.6, 1608-1630. Online: <https://bit.ly/3oFIOBb>.
- Sohn, L. y col. (2018). «Exposure to a nicotinoid pesticide reduces defensive behaviors in a non-target organism, the rusty crayfish *Orconectes*

- rusticus». En: *Ecotoxicology* 27.7, 900-907. Online: <https://bit.ly/2XFqNpF>.
- Sotelo-Vásquez, D. y J. Iannacone (2019). «Acute toxicity of three pesticides (Butachlor, copper oxychloride and chlorpyrifos) on the marine benthic amphipod *Apoehyale grandicornis* (Kroyer, 1945) (Crustacea: Hyalidae)». En: *Biotempo (Lima)* 16, 241-256. Online: <https://bit.ly/2MUROmL>.
- Stevens, M. y col. (2011). «The acute toxicity of fipronil to two non-target invertebrates associated with mosquito breeding sites in Australia». En: *Acta tropica* 117.2, 125-130. Online: <https://bit.ly/3qlZWv7>.
- Stoorvogel, J. y col. (2003). *Plaguicidas en el medio ambiente. Los Plaguicidas. Impactos en producción, salud y medio ambiente en Carchi, Ecuador*. Lima: Centro Internacional de la Papa.
- Tennekes, H. (2018). «Fipronil in surface water: an environmental calamity remaining under radar in the Netherlands». En: *Journal of Ecology and Toxicology* 2.1. Online: <https://bit.ly/2XkRLnH>.
- Van Dijk, T., M. Van Staalduinen y J. Van der Sluijs (2013). «Macro-invertebrate decline in surface water polluted with imidacloprid». En: *PLoS one* 8.5, e62374. Online: <https://bit.ly/3oPaqmk>.
- Vijver, M. y P. Van den Brink (2014). «Macro-invertebrate decline in surface water polluted with imidacloprid: a rebuttal and some new analyses». En: *PLoS One* 9.2, e89837. Online: <https://bit.ly/2N1Q4rX>.
- Wasiw, J. y V. Yépez (2015). «Evaluación poblacional del camarón *Cryphiops caementarius* en ríos de la costa sur del Perú». En: *Revista de investigaciones veterinarias del Perú* 26.2, 166-181. Online: <https://bit.ly/39wCvZb>.
- Wasiw J. and Yépez, V. (2017). «Evolución de la condición poblacional del camarón *Cryphiops caementarius* en el Río Cañete (2000-2015)». En: *Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú* 28.1, 13-32. Online: <https://bit.ly/2N5dg8S>.



DISEÑO AUTÓNOMO DEL SISTEMA SOLAR TÉRMICO PARA LA DESHIDRATACIÓN INDIRECTA DE AGUAYMANTO (*Physalis Peruviana L.*), JUNÍN

AUTONOMOUS SOLAR THERMAL SYSTEM DESIGN FOR INDIRECT
DEHYDRATION OF AGUAYMANTO (*Physalis Peruviana L.*), JUNÍN

Bécquer Camayo¹, Miguel Quispe², David Condezo³, Juan Raúl
Massipe⁴, Jose Galarza^{3*} y Enrique Mucha³

¹Facultad de Ciencias Aplicadas. Universidad Nacional del Centro de Perú, Mariscal Castilla 3909, Huancayo, 12006, Perú.

²Facultad de Ingeniería en Industrias Alimentarias. Universidad Nacional del Centro de Perú, Mariscal Castilla 3909, Huancayo, 12006, Perú.

³Facultad de Ingeniería Eléctrica y Electrónica. Universidad Nacional del Centro de Perú, Mariscal Castilla 3909, Huancayo, 12006, Perú.

⁴Alma Red Global, Galapagar, 28260, Madrid, España.

*Autor para correspondencia: josegalarzalinares@gmail.com

Manuscrito recibido el 29 de enero de 2020. Aceptado, tras revisión, el 20 de febrero de 2020. Publicado el 1 de marzo de 2021.

Resumen

Con el propósito de tener un diseño de secador solar indirecto autónomo para deshidratar el aguaymanto, que sea económico y de calidad y que permita exportar de la parte alta central de nuestro país, se propuso el objetivo general: diseñar, un prototipo de autónomo secador solar de 100 kg por lote de aguaymanto, con reflectores planos y aire forzado alimentado con energía fotovoltaica que permita secar esta fruta con los requisitos para su exportación. Las dimensiones de la secadora son las siguientes: dimensiones interiores de la cámara de secado: fondo 0,60 m, ancho 1,40 m, altura 1,10 m, y 0,05 m para el aislamiento, por lo que las medidas exteriores son fondo 0,70 m, ancho 1,50 m, altura 1,20 m. Se proponen dos colectores solares con dimensiones cada una de: 1,50 m de ancho, 2,40 m de largo y 0,15 m de alto, de los cuales se requerirán 2 reflectores de espejo plano. Se seleccionó un panel fotovoltaico de 80 Wp para el sistema de aire forzado y el control del procesado. Este secador solar permitirá abordar el problema del deterioro posterior a la cosecha y facilitará la exportación, porque mejorará la calidad y el costo económico.

Palabras clave: Agroindustrial, deshidratación, colector solar, sistema solar térmico, aguaymanto.

Abstract

This paper aimed to design an autonomous indirect solar dryer, which can dehydrate the aguaymanto in a cost-effective manner, yielding a quality product suitable for export from the central part highland of Peru. To complete this task, it was proposed to design a prototype of autonomous solar dryer of 100 kg per batch of aguaymanto, equipped with flat reflectors and forced air feed, and powered with photovoltaic energy. This system allows to dry aguaymanto fruit at the requirements needed for its exportation. The dryer has the following dimensions: inner dimensions of the drying chamber: bottom 0.60 m, width 1.40 m, and height 1.10 m, with additional 0.05 m for insulation. Hence, the outer measures are bottom 0.70 m, width 1.50 m, and height 1.20 m. Two solar collectors are proposed with the dimensions of each: 1.50 m wide, 2.40 m long, and 0.15 m height; 2 flat mirror reflectors are required. A 80 Wp photovoltaic panel was selected for the forced air system and process control. This solar dryer is expected to cope with the problem of post-harvest deterioration. Also, it will facilitate the export by improving product quality and providing a cost-effective technology.

Keywords: Agro-industrial, dehydration, solar collector, solar thermal system, aguaymanto.

Forma sugerida de citar: Camayo, B., Quispe, M., Condezo, D., Massipe, J., Galarza, J. y Mucha, E. (2021). Diseño autónomo del sistema solar térmico para la deshidratación indirecta de Aguaymanto (*Physalis Peruviana L.*), Junín. La Granja: Revista de Ciencias de la Vida. Vol. 33(1):115-124. <http://doi.org/10.17163/lgr.n33.2021.10>.

IDs Orcid:

Bécquer Camayo: <http://orcid.org/0000-0002-9316-6995>

Miguel Quispe: <http://orcid.org/0000-0002-1863-7400>

David Condezo: <http://orcid.org/0000-0002-1658-910X>

Juan Raúl Massipe: <http://orcid.org/0000-0003-0905-8850>

Jose Galarza: <http://orcid.org/0000-0001-5569-6541>

Enrique Mucha: <http://orcid.org/0000-0001-6558-8392>

1 Introducción

A nivel mundial, las instituciones gubernamentales, organizaciones, empresas internacionales y los investigadores están cada vez más conscientes de la importancia de la gestión de los recursos naturales (Solangi y col., 2011; Sándor y col., 2020; Jakab, 2020) y la transición hacia las energías renovables (Solangi y col., 2011; Reid y col., 2010; Marcucci y Turton, 2015). El objetivo principal de la sostenibilidad energética es reemplazar la energía generada por los combustibles fósiles por la energía renovable (Lachuriya y Kulkarni, 2017; Lowy y Mátyás, 2020). En relación a las políticas a nivel mundial, en Norteamérica (USDE, 2010a; USDE, 2010b; Liming, Haque y Barg, 2008; Smitherman, 2009; OPA, 2009; Branker y Pearce, 2010), Europa (BMU, 2008; Bhandari y Stadler, 2009; Dusonchet y Telaretti, 2010; Campoccia y col., 2009) y Asia (Wang y Qiu, 2009; Wang, 2010; Chaudhry, Raza y Hayat, 2009) se han aprobado políticas de energía solar para no depender del diésel y aumentar la producción nacional de la energía solar, ya que tiene menos impacto en el medio ambiente (Solangi y col., 2011; Espinoza, 1991; Sommerfeld y Buys, 2014). Como afirma Gamio, "Perú es un lugar ideal para llevar a cabo proyectos de energía renovable, ya que cuenta con más recursos y fuentes de energía renovable como el sol, el agua, la energía geotérmica, eólica o biomasa" (Gamio, 2014).

En América Latina, existen propuestas para el uso de energía solar térmica en el procesamiento de alimentos, industrias no metálicas, textiles, de construcción, productos químicos e incluso industrias relacionadas con los negocios (Mekhilef, Saidur y Safari, 2011). A pesar del enorme potencial técnico, el desarrollo y despliegue a gran escala de tecnologías de energía solar en todo el mundo, aún se deben superar una serie de barreras técnicas, financieras, regulatorias e institucionales. Por lo tanto, es necesario ampliar los incentivos del Protocolo de Kioto, que parecen ser insuficientes (Timilsina, Kurdgelashvili y Narbel, 2012). Una opción práctica, económica y del medio ambiente es el uso de sistemas solares térmicos para preservar las verduras y otros productos. Los sistemas de calefacción que utilizan energía solar térmica pueden mejorar la calidad del producto, así como reducir los residuos y el uso de combustibles tradicionales, mejorando así la calidad de vida de las personas (Roche-Delgado,

Hernández-Touset y Rodríguez, 2017). Con respecto a las técnicas de conservación de los alimentos, un problema es la implementación de instalaciones de deshidratación para las instituciones nacionales de exportación.

Según Benavides (2014), una de las limitaciones en la industria de las frutas y hortalizas deshidratadas es la limitada disponibilidad de maquinaria de deshidratación; por lo tanto, se planea implementar plantas piloto de deshidratación en Ancash y Tarma. El objetivo básico es utilizar secadores solares con un rendimiento térmico mejorado y un menor impacto ambiental (AOAC International, 2000). En la actualidad, entre el 10 y el 40% de los productos cosechados no llega al consumidor final, pues los productores a menudo dejan sus productos en su granja ya que los intermediarios pagan menos que el costo de producción. Como resultado, la descomposición y contaminación de los productos es frecuente en los países en desarrollo, particularmente en las regiones rurales del Perú. En la práctica agrícola se pueden observar varias tecnologías post-cosecha con el fin de preservar los alimentos. Sin embargo, el método más antiguo utilizado es el secado solar, pues mantiene propiedades físicas, químicas y nutricionales.

Para secar los alimentos, los agricultores creen que el 35% y el 40% del costo total del procesamiento se debe actualmente a las máquinas industriales de alto costo. Estos dispositivos son difíciles de usar en pequeñas granjas; por lo tanto, se necesitan alternativas tecnológicas como la secadora solar, que es menos costosa y no contamina el medio ambiente. En la actualidad, en Perú el secado solar al aire libre es una alternativa, pero no ofrece la calidad necesaria de los productos para la exportación. Teniendo en cuenta que la mayoría de los agricultores se encuentran en lugares de difícil acceso o en las fronteras del país, el deshidratador solar es una opción para permitir exportar sus productos y mejorar su condición económica. En otros países, esta tecnología se está utilizando en zonas tropicales y subtropicales, pero desafortunadamente el secado solar no será usado por los agricultores si no pueden observar diferencias significativas en relación con el secado al aire libre, lo que afecta la calidad de los productos.

Por lo tanto, es importante mejorar el secado

de productos específicamente en el aguaymanto, lo que puede reducir las pérdidas, aumentar la calidad, la eficiencia del procesamiento, y puede proporcionar una mayor aceptación por parte de la comunidad agrícola. Por lo tanto, los objetivos de esta investigación son: a) diseñar un secador solar indirecto autónomo para deshidratar aguaymanto de manera rentable y que cumpla con la calidad de exportación; (b) equipar con tecnología avanzada a los productores de la parte central de la zona montañosa del Perú, zona en la que este procedimiento aún no está disponible; (c) construir un prototipo de secador solar autónomo de 100 kg de capacidad por lote de aguaymanto, equipado con reflectores planos y alimentación de aire forzada asegurada por energía fotovoltaica; (d) este dispositivo debe cumplir con los requisitos de calidad de la fruta seca para la exportación.

Para alcanzar el objetivo propuesto, se redujo el área del colector solar plano. Se seleccionó aguaymanto como la materia prima a secar y se consideró su morfología y tasa de secado. Los resultados previstos fueron el diseño de un prototipo para el secado autónomo indirecto de un aguaymanto de alta calidad, y la elaboración de planes para la construcción local del secador solar de acuerdo con el desarrollo tecnológico de las empresas locales de procesamiento de metales y la construcción de máquinas. Como recomendación, los usuarios directos de este innovador sistema de secado solar deben ser pequeños y medianos agricultores y contar con plantas agroindustriales que produzcan aguaymanto en Perú. Hasta ahora, la mayoría de estas instalaciones no poseen una tecnología que sea de bajo costo y eficiente. En gran medida, este sistema resolverá el problema del deterioro posterior a la cosecha y facilitará las exportaciones, al igual que puede mitigar el cambio climático.

2 Materiales y métodos

Se determinaron las características físico-químicas (pH, acidez y sólidos solubles), químico proximal (humedad, grasa, proteína, fibra, cenizas, carbohidratos) y los parámetros de secado de aguaymanto de acuerdo con las normas establecidas por AOAC International (2000). Se diseñó un sistema de secado solar autónomo considerando lo siguiente: (I) Las condiciones morfológicas y de secado del aguay-

manto. El cálculo de las dimensiones de la cámara de secado se basa en la cantidad de materia prima a secar; área de la sección transversal del flujo de aire caliente; descarga manual de los productos a secar; área de la sección transversal del flujo de aire caliente. (II) Diseño de colectores solares planos: Se consideran variables meteorológicas: velocidad del viento, intensidad de la radiación solar, latitud, altitud, humedad relativa y temperatura del aire (se obtendrá información del lugar de la prueba). Se procederá con los siguientes: análisis del circuito térmico en un colector de placa plana; balance de energía que representa el calor absorbido, el calor útil y las pérdidas en la parte superior e inferior del colector solar de placas planas; cálculo teórico de la eficiencia de los colectores solares equipados con placas planas, determinando el área de recogida óptima y el área de sección del flujo de aire; este proceso se concentra en los reflectores y el sistema fotovoltaico para el flujo forzado, que se puede optimizar para las dimensiones: longitud, anchura y altura del colector solar. (III) Diseño de sistemas de aire forzado: se implementará el control de las temperaturas dentro de la cámara de secado y se medirá la humedad de aguaymanto. (IV) Diseño de los sistemas de control: estabilización y monitorización de temperaturas, humedad y velocidad en el secado.

Las consideraciones para el cálculo y el diseño del sistema de secado solar se incluyeron en tres categorías: (1) Térmica, donde el Sol es elegido como fuente de energía. (2) Mecánica, que evalúa los materiales y los detalles de construcción de la tecnología local. (3) Las consideraciones económicas que se refieren al costo del sistema y se abordan tanto para las condiciones económicas como culturales de los agricultores que viven en la zona. La recopilación de los datos permite calcular las dimensiones del secador solar y seleccionar los materiales adecuados para realizarlo. Además, en algunos casos, se utilizaron datos experimentales para calcular algunos de los parámetros de diseño.

Características de la ubicación del secador de aire forzado: altitud: 3000 m.s.n.m. con condiciones climáticas típicas de las tierras altas. La energía eléctrica está disponible dentro de las ciudades, pero en el campo no se puede acceder a la electricidad; por lo tanto, se debe utilizar energía solar térmica y fotovoltaica.

3 Resultados y discusión

3.1 Características químicas de aguaymanto deshidratado

En este ensayo experimental realizado con un deshidratador indirecto, se obtuvieron resultados sobre la composición química inmediata. De los parámetros medidos y enumerados en la Tabla 1, la humedad de la fruta de aguaymanto es de mayor interés, pues tiene un valor promedio del 15%.

Tabla 1. Composición química aproximada del aguaymanto deshidratado (100 g) obtenido en un deshidratador indirecto.

Análisis	Resultados
Humedad	15,06 ± 0,03
Grasa	1,32 ± 0,18
Proteína	5,58 ± 0,32
Fibra	4,36 ± 0,28
Cenizas	1,72 ± 0,03
Carbohidratos	71,96 ± 0,35

3.2 Composición físico-química de aguaymanto deshidratado

En ensayos experimentales realizados en un deshidratador indirecto, se obtuvieron resultados que se presentan en la Tabla 2 sobre la composición físico-química de aguaymanto deshidratado, donde el porcentaje de sólidos solubles representa el mayor interés, pues su valor promedio es de 85%.

Tabla 2. Composición físico-química del aguaymanto deshidratado, obtenido en un deshidratador indirecto.

Análisis	Resultados
pH	4,05 ± 0,01
acidez (Exp. ácido cítrico)	1,02 ± 0,18
Sólidos solubles	84,94 ± 0,03

3.3 Diseño conceptual del secador solar

Los resultados obtenidos permitieron determinar la tecnología y definir la forma geométrica del secador solar y tiene las siguientes características:

1. Características de aguaymanto:
 - Tamaño manejable manualmente.
 - Geometría de esferas similares en el tamaño que oscilan entre 2,0 y 2,5 cm.
 - Es un fruto delicado, sensible a la incidencia de la radiación solar directa.

- El contenido inicial de humedad está en el rango de 79-82%.

2. Condiciones y requisitos de secado:

- Secado al aire caliente a 60°C.
- Secado ininterrumpido preferiblemente en lotes de 100 kg.
- La humedad final debe ser del 12%.

3. Tecnología seleccionada: Se prefiere un secado solar forzado indirecto, donde se puede utilizar un colector solar para alcanzar una temperatura de secado de 60°C. La ventilación también está regulada con aire forzado, utilizando energía fotovoltaica según el esquema que se muestra en la Figura 1.

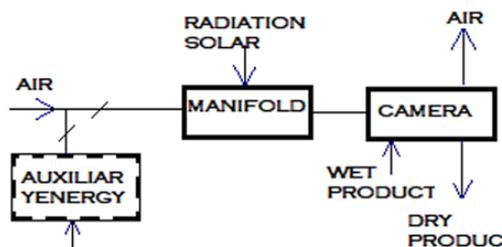


Figura 1. Esquema de un secador indirecto. Tomado de Espinoza (1991).

3.3.1 Cámara de secado

La fruta se colocó en bandejas de 11 kgm^{-2} debido a que el aguaymanto es frágil pero fácil de manipular. La cámara propuesta tiene la forma de un paralelepípedo (Figura 2), con las siguientes características:

- Forma de flujo: paralela.
- Bandeja de marco simple con malla milimétrica.
- Dimensiones del fondo de la cámara: 0,60 m.
- Ancho del colector: 1,40 m.
- Altura de la cámara: 1,10 m (que corresponde a 22 bandejas, con 2 bandejas por fila y 11 bandejas por nivel de soporte. Los espacios entre los soportes de la bandeja son de 6,50 cm.

Las dimensiones de la cámara de secado se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3. Dimensiones de la cámara de secado en [m].

	Interior	Exterior	Observación
Profundidad	0,60	0,70	La diferencia de tamaño entre el interior y el exterior surge del aislamiento
Anchura	1,40	1,50	
Altura	1,10	1,20	

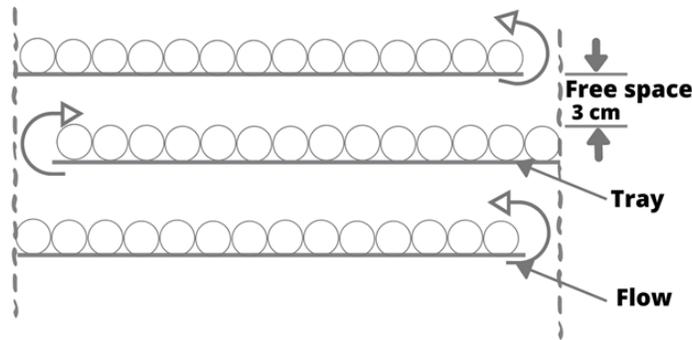


Figura 2. Disposición paralela del fruto a secar. Tomado de Espinoza (1991)

Colectores solares planos: Estos son dispositivos que permiten transformar la energía solar radiante en energía térmica en forma de aire caliente (Espinoza, 1991).

Tamaño: Esta parte se aproxima a un factor de secado de 1,0 kg de agua/(m² * día) (Espinoza, 1991). Según las condiciones de humedad del aguaymanto, es necesario evaporar aproximadamente 70 kg de agua.

Superficie estimada: 70 m² por día. El resultado obtenido indica que se necesitan 70m² de colector plano para un día de secado, y, 23,3m² para tres

días. Por lo tanto, los cálculos más exactos se harán más adelante. Por el momento para el diseño conceptual se utiliza la alternativa de tres días para el colector de 20m² y el secado; además se asume por la anchura 1,4 m que la longitud es de 16,6 m, dando como resultado la forma del secador solar como se muestra en la Figura 3.

3.3.2 Cálculos de diseño para el secado de 100 kg de aguaymanto

En el proceso de diseño es necesario realizar algunos cálculos de referencia o comprobación (Espinoza, 1991).

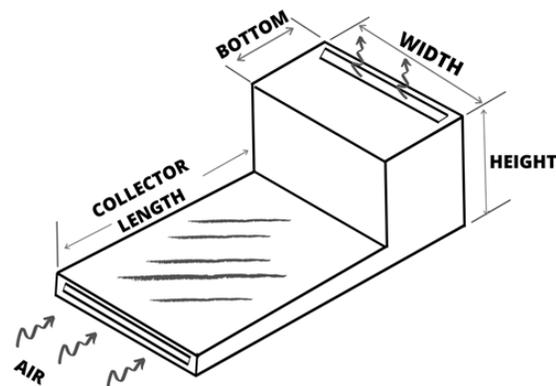


Figura 3. Diagrama del diseño conceptual de un secador solar híbrido indirecto según Espinoza (1991).

Cantidad de energía necesaria: En caso de querer secar 100 kg de un producto como el aguaymanto desde el 80% de la humedad inicial hasta el 12% de la humedad final, se debe constar con:

- Cantidad inicial de agua: $100 \times 0,80 = 80$ kg
- Cantidad de agua final $100 \times 0,12 = 12$ kg
- Cantidad de agua a evaporar $80 - 12 = 68$ kg
- Calor latente de la evaporación del agua a temperatura de secado solar = 2440 kJ/kg de agua
- Energía necesaria: 68 kg de agua \times 2440 kJ/(kg de agua) = 165920 kJ.

Días necesarios de sol: La radiación media anual en Tarma es de $5,61$ kWh/m² de radiación solar (Camayo-Lapa y col., 2017).

- Energía equivalente: $5,61 \times 3600 = 20196$ kJ/(m²-día)
- Suponiendo 20 m² de colector: 20196 kJ/(m²-día) \times 20 m² = 403920 kJ/día.
Suponiendo una eficiencia total del 40% se tiene:

• Energía disponible: 403920 kJ/día \times $0,4 = 161568$ kJ/día.

• Días de secado: 165920 kJ / 161568 kJ/día = $1,03$ días.

Por lo tanto, se necesitan $1,03$ días de secado. Además, se necesitan reflectores como espejos planos al contar con colectores de $1,40 \times 2,40$ de largo, solo se requieren 3 colectores solares para secar el producto en un día aproximadamente. Para verificar la longitud del colector solar se utiliza la Ecuación 1 (Espinoza, 1991); con ΔT el calentamiento del aire a través del colector [°C], H la radiación solar [W/m^2], L la longitud del colector [m] y v la velocidad del aire a través del colector [m/s]:

$$\Delta T = (0,131H) \left(1 - e^{-\frac{0,12L}{v}} \right) \quad (1)$$

El colector puede aumentar en $56,2^\circ C$ en forma de datos de radiación de $900 W/m^2$, una longitud de $2,40 m$, y una velocidad de $1 m/s$.

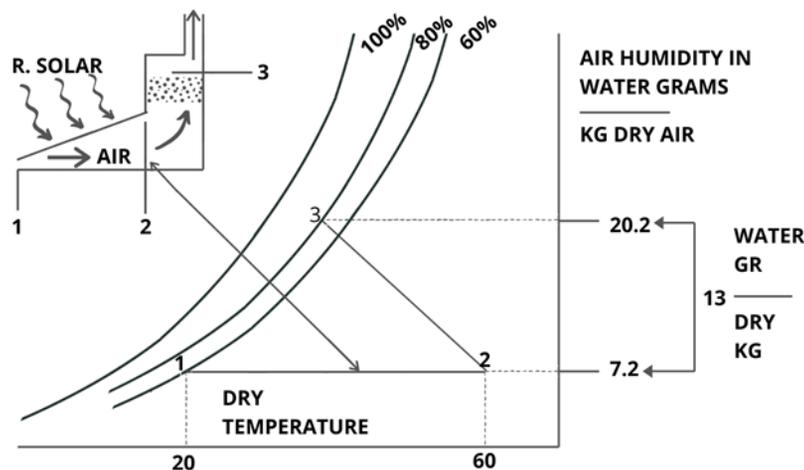


Figura 4. Diagrama del diseño conceptual de un secador solar híbrido indirecto según Espinoza (1991).

3.3.3 Diseño de sistemas de aire forzado

Cálculo del flujo de aire necesario para secar: Para el secado de 100 kg de producto húmedo se necesita que la humedad inicial de 80% tenga una humedad final de 12% en 24 horas, como es el caso del aguaymanto. Si el promedio de la velocidad del secado

es $\frac{x_i - x_f}{t} = 7,87 \times 10^{-6}$ kg agua/((kg seco) s). Y si el producto húmedo de 100 kg consta de 80 kg de agua y 12 kg de materia seca. Entonces la tasa media de evaporación sería: $7,87 \times 10^{-6}$ kg agua/(kg secos) \times 12 kg seco = $9,4 \times 10^{-5}$ agua/s.

Esta cantidad de agua tendrá que evaporarse en una corriente de aire con un cierto caudal y capacidad de secado que se obtiene de la carta psicrométrica para la presión del aire y las condiciones de temperatura del lugar donde se llevará a cabo el secado. Según el diagrama de la Figura 4, 20 kg de secado forzado por aire pueden evaporar 13 g

de agua, que corresponde a $9,4 \times 10^{-5}$ kg de agua /s. Por lo tanto, el flujo de aire requerido es de $9,4 \times 10^{-5}$ kg de agua/s $\times 1/(13$ g de agua / kg de aire $\times 1$ kg / 1000 g) = 0,00723 kg de aire/s = 7,23g de aire/s. Se necesita un flujo de aire igual a $m = 7,23$ g de aire/s.

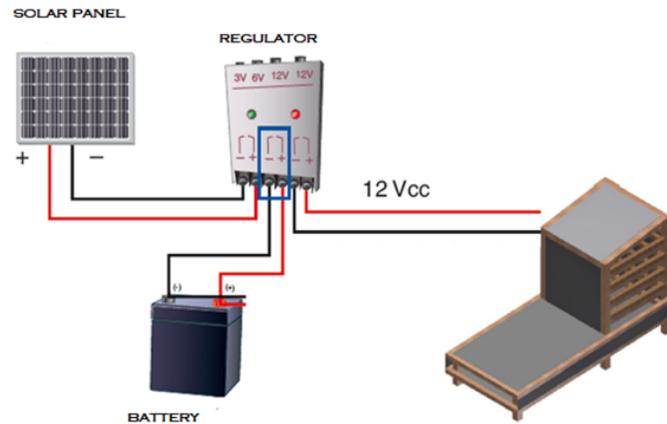


Figura 5. Diagrama del sistema fotovoltaico para su uso en secadores solares.

Cálculo del flujo (Q) y velocidad (v) del aire: El flujo de aire se calcula mediante la ecuación (2) con $\rho = 1,2 \text{ kg/m}^3$ la densidad del aire.

$$Q = \frac{m}{\rho} \quad (2)$$

Por lo que $Q = \frac{0,0072 \text{ kg aire/s}}{1,2 \text{ kg/m}^3} = 0,36 \text{ m}^3/\text{s}$ es el flujo de aire necesario. La velocidad del aire recomendada es de 1 a 2 m/s (Espinoza, 1991).

3.3.4 Dimensiones finales del secador solar

Cámara de secado: Las dimensiones interiores son de 0,60 m, anchura 1,40 y altura 1,10 m y se espera 0,05 m para el aislamiento, por lo que las medidas exteriores son de 0,70 m de ancho, 1,50 m de profundidad y 1,20 m de alto, como se muestra en la Tabla 3.

Colector solar: Se deben tener en cuenta las dimensiones de 1,50 de ancho, 2,40 de largo y 0,15 de alto, y se necesitarán 2 reflectores de espejos planos para cada colector, por lo que al final se necesitarán 2 unidades de colectores solares con sus respectivos

reflectores de espejos planos. Así mismo el secador solar térmico constará de un sistema fotovoltaico (Figura 5).

Dimensiones de los paneles solares:

- Requisito de energía = 404,8 Wh-día.
- Potencia del Panel = Requerimiento de energía diaria / horas diarias de incidencia solar.
- Horas de incidencia solar en Tarma 5,6 h-día.
- Potencia del panel = 404,8 Wh-día / 5.6 h-día.
- Potencia del panel = 72,29 W.
- El panel constará de 1 módulo de 80 Wp.

4 Conclusiones

Las condiciones de secado realizadas con un sistema solar térmico autónomo para la deshidratación indirecta en aguaymanto muestran características nutricionales que indican el valor nutricional del

producto, y el contenido de humedad obtenido garantiza su vida útil. Debido a las características físico-químicas del aguaymanto, se seleccionó un secador solar indirecto con aire forzado, donde la fuente de energía para los ventiladores y los controles de temperatura, humedad y velocidad del aire proviene de un sistema fotovoltaico. Los componentes del sistema de secado autónomo de 100 kg de aguaymanto por un proceso diseñado para un tiempo medio de secado de dos días consisten en: un colector con las siguientes dimensiones: fondo de 1,50 m, 2,40 m anchura y 0,05 m altura y 0,05 m de ancho para el aislamiento, lo que aumenta su eficiencia y reduce el área del colector. De igual forma, tendrá un reflector de espejos planos de 1,50 m de fondo, 2,40 m de ancho a cada lado, en una cámara de secado cuyas dimensiones interiores propuestas son inferiores a 1,50 m, 2,40 m de ancho; el sistema de aire forzado y los controles es un panel fotovoltaico de 80 Wp.

Se espera que esta propuesta de secado sea de ayuda para el deterioro posterior a la cosecha y facilite la exportación, pues mejorará la calidad, el coste y la limpieza del aguaymanto. De acuerdo con el desarrollo tecnológico de las empresas metalmeccánicas de la ciudad, la propuesta del secador solar permitirá su construcción local. También se espera que los usuarios directos de este innovador sistema de secado solar sean los pequeños y medianos agricultores y agroindustriales del aguaymanto en nuestro país.

Referencias

- AOAC International (2000). *Official Methods of Analysis*. Ed. por W. Horwitz y G. Latimer Jr. 18th Edition. #3. Online: http://sutlib2.sut.ac.th/sut_contents/H125800.pdf.
- BMU (2008). *Electricity from renewable energy sources—what does it cost Us?* Ed. por M. Van Mark y W. Dürschmidt. Berlin, Germany: Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation y Nuclear Safety.
- Benavides, L. (2014). *Project: Industrial Innovation Dehydration of Berries-Aguaymanto 2014-2015*. Sierra Exportadora.
- Bhandari, R. e I. Stadler (2009). «Grid parity analysis of solar photovoltaic systems in Germany using experience curves». En: *Solar Energy* 83.9, 1634-1644. Online: <https://bit.ly/3nTAJHP>.
- Branker, K. y J. Pearce (2010). «Financial return for government support of large-scale thin-film solar photovoltaic manufacturing in Canada». En: *Energy Policy* 38.8, 4291-4303. Online: <https://bit.ly/3iWc9m4>.
- Camayo-Lapa, B. y col. (dic. de 2017). «Validación y aplicación del modelo Bristow Campbell para estimar la radiación solar global de la región de Junín». es. En: *Tecnología Química* 37, 574 -590. Online: <https://bit.ly/33cJZON>.
- Campoccia, A. y col. (2009). «Comparative analysis of different supporting measures for the production of electrical energy by solar PV and Wind systems: Four representative European cases». En: *Solar Energy* 83.3, 287-297. Online: <https://bit.ly/34YNDpe>.
- Chaudhry, M., R. Raza y S. Hayat (2009). «Renewable energy technologies in Pakistan: prospects and challenges». En: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 13.6-7, 1657-1662. Online: <https://bit.ly/3lQvpTX>.
- Dusonchet, Luigi y Enrico Telaretti (2010). «Economic analysis of different supporting policies for the production of electrical energy by solar photovoltaics in western European Union countries». En: *Energy Policy* 38.7, 3297-3308. Online: <https://bit.ly/2SYKgza>.
- Espinoza, R. (1991). *Teoría y práctica del secado solar*. Ed. por UNI. Online: <https://bit.ly/3k36hJa>. Google Libros.
- Gamio, P. (2014). «Renewable Energies and Climate Change». En: Konrad Adenauer Stiftung. Cap. Demonstrating projects sustainable development.
- 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/3j54oKy>.
- Lachuriya, A. y R. Kulkarni (2017). «Stationary electrical energy storage technology for global energy sustainability». En: *2017 International Conference on Nascent Technologies in Engineering (ICNTE)*. IEEE. Navi Mumbai, India, págs. 1-6.
- Liming, H., E. Haque y S. Barg (2008). «Public policy discourse, planning and measures toward sustainable energy strategies in Canada». En: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 12.1, 91-115. Online: <https://bit.ly/3dxjFm8>.

- Lowy, D. 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/3lUeG3>.
- Marcucci, A. y H. Turton (2015). «Induced technological change in moderate and fragmented climate change mitigation regimes». En: *Technological Forecasting and Social Change* 90, 230-242. Online: <https://bit.ly/31c7QNn>.
- Mekhilef, S., R. Saidur y A. Safari (2011). «A review on solar energy use in industries». En: *Renewable and sustainable energy reviews* 15.4, 1777-1790. Online: <https://bit.ly/2IADca9>.
- OPA (2009). *Ontario Power Authority: Feed-in-Tariff Program Development*. URL: <http://www.powerauthority.on.ca/fit/Page.asp?PageID=1226&SiteNodeID=1039S>.
- Reid, W. y col. (2010). «Earth system science for global sustainability: grand challenges». En: *Science* 330.6006, 916-917. Online: <https://bit.ly/2IAfvVR>.
- Roche-Delgado, L., J. P. Hernández-Touset y A. García-a Rodríguez (ago. de 2017). «Diseño conceptual de secador solar a escala piloto para algas marinas». En: *Tecnología Química* 37, 184-200. Online: <https://bit.ly/3nOENID>.
- 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/318aPX2>.
- Smitherman, G.B. (2009). *An Act to enact the Green Energy Act, 2009 and to build a green economy, to repeal the Energy Conservation Leadership Act, 2006 and the Energy Efficiency Act and to amend other statutes 2009*.
- Solangi, K. y col. (2011). «A review on global solar energy policy». En: *Renewable and sustainable energy reviews* 15.4, 2149-2163. Online: <https://bit.ly/3lPEsEx>.
- Sommerfeld, J. y L. Buys (2014). «Australian consumer attitudes and decision making on renewable energy technology and its impact on the transformation of the energy sector». En: *Open Journal of Energy Efficiency* 3.3, 85-91. Online: <https://bit.ly/3j9mbR6>.
- Timilsina, G., L. Kurdgelashvili y P. Narbel (2012). «Solar energy: Markets, economics and policies». En: *Renewable and sustainable energy reviews* 16.1, 449-465. Online: <https://bit.ly/2Hec9Aw>.
- USDE (2010a). *Solar energy grew at a record pace in 2008*. URL: http://apps1.eere.energy.gov/news/news_detail.cfm/news_id=12362.
- (2010b). *Study: Solar Power Could Provide 102025*. URL: http://apps1.eere.energy.gov/news/news_detail.cfm/news_id=11835.
- Wang, Q. (2010). «Effective policies for renewable energy—the example of China's wind power—lessons for China's photovoltaic power». En: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 14.2, 702-712. Online: <https://bit.ly/355RpDq>.
- Wang, Q. y H. Qiu (2009). «Situation and outlook of solar energy utilization in Tibet, China». En: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 13.8, 2181-2186. Online: <https://bit.ly/3j63L3s>.